

Titre: Modélisation et optimisation d'un procédé de traitement mécanique pour la valorisation d'un courant hétérogène de matières résiduelles solides
Title:

Auteur: Camille Girard
Author:

Date: 2018

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Girard, C. (2018). Modélisation et optimisation d'un procédé de traitement mécanique pour la valorisation d'un courant hétérogène de matières résiduelles solides [Master's thesis, École Polytechnique de Montréal]. PolyPublie.
Citation: <https://publications.polymtl.ca/3039/>

 **Document en libre accès dans PolyPublie**
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/3039/>
PolyPublie URL:

Directeurs de recherche: Robert Legros
Advisors:

Programme: Génie chimique
Program:

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

MODÉLISATION ET OPTIMISATION D'UN PROCÉDÉ DE TRAITEMENT MÉCANIQUE
POUR LA VALORISATION D'UN COURANT HÉTÉROGÈNE DE MATIÈRES
RÉSIDUELLES SOLIDES

CAMILLE GIRARD

DÉPARTEMENT DE GÉNIE CHIMIQUE
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES
(GÉNIE CHIMIQUE)

MARS 2018

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé :

MODÉLISATION ET OPTIMISATION D'UN PROCÉDÉ DE TRAITEMENT MÉCANIQUE
POUR LA VALORISATION D'UN COURANT HÉTÉROGÈNE DE MATIÈRES
RÉSIDUELLES SOLIDES

présenté par : GIRARD Camille

en vue de l'obtention du diplôme de : Maîtrise ès sciences appliquées

a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

M. PERRIER Michel, Ph. D., président

M. LEGROS Robert, Ph. D., membre et directeur de recherche

M. TAVARES Jason-Robert, Ph. D., membre

DÉDICACE

À mes grands-parents, Françoise, Léger, Réjeanne et Ernest.

REMERCIEMENTS

Je voudrais remercier mon directeur Robert Legros pour m'avoir fait découvrir le domaine de la gestion des matières résiduelles et de m'avoir donné l'opportunité de participer à une conférence internationale en Allemagne. Je suis particulièrement reconnaissante envers Laurent Spreutels, qui a été un pilier important dans la réalisation de mon mémoire et qui s'est toujours montré disponible et encourageant. Je remercie Martin Héroux, représentant de la Ville de Montréal, qui, en tant que partenaire de la Chaire, a joué un rôle important dans l'acquisition des données pour mon projet et qui a su me transmettre sa passion pour la protection de l'environnement et la gestion des matières résiduelles. Ces trois personnes m'ont appris beaucoup et ont contribué à enrichir ma formation académique.

Je tiens également à remercier l'Institut de l'énergie Trottier et le département de Génie chimique de Polytechnique Montréal pour leur support financier.

Je remercie tous les membres de la Chaire avec qui j'ai partagé deux années de maîtrise et de beaux moments. Je remercie particulièrement Fabrice Tanguay-Rioux et Laurie Fontaine pour leur aide dans le cadre de ma recherche et Stéphanie Viau pour toutes les discussions qui nous ont fait grandir et évoluer.

Finalement, je tiens à remercier tous ceux qui m'ont soutenu durant ma maîtrise et face aux difficultés de la vie de tous les jours. Je remercie ma famille, mes amis Maxine, Philippe, Charlotte et Karim, et finalement, le dernier et non le moindre, Lucas, avec qui je partage des moments de bonheur depuis ma première année de baccalauréat.

RÉSUMÉ

Le traitement mécanique des matières résiduelles hétérogènes solides comporte plusieurs défis au niveau de sa conception et de son optimisation. Une installation de production de combustible dérivé de déchets (CDD) doit être conçue de façon à produire un CDD aux propriétés suffisamment homogènes pour répondre aux critères de qualité du débouché de valorisation tout en minimisant le coût de traitement. L'efficacité de traitement des équipements dépend des paramètres de design et d'opération de même que des propriétés physico-chimiques des matières alimentées. Le choix de la séquence de traitement doit donc reposer sur une analyse robuste. La modélisation est un outil utile pour prédire la faisabilité technique d'un projet et sa rentabilité.

L'objectif principal de ce mémoire est de développer un outil d'optimisation d'un procédé de traitement mécanique et l'appliquer au cas des rejets du centre de tri de la Ville de Montréal pour étudier leur valorisation en cimenterie (CRH Canada, Joliette). Les opérations de traitement (broyeur à marteaux, crible rotatif, séparateur magnétique, séparateur par courant de Foucault, classificateur à air, trieur optique) sont d'abord paramétrées en se basant sur des modèles mathématiques disponibles dans la littérature. Les propriétés (granulométrie, forme, masse volumique, pouvoir calorifique) et la composition des flux nécessaires à la modélisation sont établies à partir d'études de caractérisation. Les modèles développés sont validés en comparant les résultats obtenus avec des résultats expérimentaux. Le modèle du broyeur est amélioré de façon à pouvoir simuler le broyage d'un courant de matières résiduelles de composition variable. Les résultats obtenus offrent une meilleure compréhension des paramètres impliqués dans la réduction de taille des matières résiduelles. La modélisation des flux de matières est ensuite couplée à un outil d'analyse économique qui évalue les coûts en fonction de la chaîne de traitement et de sa performance.

Finalement, l'outil évalue la séquence de traitement des rejets du centre de tri qui minimise le coût tout en produisant un CDD conforme aux critères de qualité de la cimenterie. Les résultats montrent qu'avec les critères actuels (teneur limite en chlore à 0,05 %), le traitement nécessaire pour produire un CDD conforme n'est pas économiquement viable. Si la cimenterie augmente la teneur limite en chlore à 0,3 %, une chaîne de traitement composée d'un tri manuel, deux séparateurs par courant de Foucault et un tri optique infrarouge pour le tri négatif du PVC permet d'atteindre les objectifs

pour un coût estimé à 75 \$/t. Le coût rivalise avec celui de l'enfouissement (65 \$/t), la méthode de gestion actuelle de gestion des rejets.

L'outil comprend certaines limites, notamment au niveau des modèles utilisés. Dans le futur, il serait intéressant de réaliser des travaux expérimentaux pour paramétrer avec plus de détails les modèles et ainsi tenir compte de l'influence d'autres caractéristiques de la matière (teneur en eau, masse volumique, etc.). Afin d'évaluer la performance sur une base environnementale, il serait intéressant de combiner les modèles de traitement mécanique à des modèles de procédés de valorisation et coupler l'outil à des modèles d'analyse de cycle de vie et d'évaluation des impacts.

ABSTRACT

The design and optimization of a mechanical treatment plant for mixed solid waste brings many challenges. A refuse derived fuel (RDF) production plant must be designed to meet final product requirements depending on the downstream recovery route and it must be optimized to minimize its cost. Each product flow resulting from a mechanical treatment plant is characterized by specific physicochemical properties that can be modified and controlled along the mechanical treatment sequence. Equipment efficiency depends on operation and design parameters as well as physicochemical properties of the material feed. Modelling of the mechanical treatment unit operations in waste processing plants provides a useful analysis tool to predict plant performance and profitability.

The main objective of this work is to develop a tool for the optimization of waste mechanical treatment. The model serves as an analysis tool to study the production of RDF from a waste stream collected at a recycling sorting plant located in Montreal. The tool provides the optimal mechanical sequence i.e. the most cost-effective solution that allows the production of RDF that conforms to the quality requirements for waste co-processing in a cement plant (CRH Canada, Joliette). Mathematical models for mechanical unit operations (hammer mill, trommel, magnetic separator, eddy current separator, air classifier, optical sorter) based on a wide variety of operating parameters and material properties are developed from literature. The waste stream properties (size, shape, density, heating value) and composition are defined based on characterization studies. Modelling results are compared to experimental results to prove the validity of the models. Extensive work on the hammer mill allowed to develop a more flexible model able to simulate the size reduction of a waste stream of any composition. The results obtained offer a better understanding of the kinetic parameters that control the size reduction. An economic tool is developed to evaluate the cost performance of a given plant configuration.

Lastly, the tool is used to solve the case study previously described. The results show that the alternative of producing a RDF instead of disposing the waste to landfill is not economically feasible with the actual quality constraints. The chlorine limit concentration value (0,05%) is indeed too strict. For a higher chlorine limit concentration value (0,3%), the optimal configuration consists of manual sorting, two eddy current separators and one near-infrared optical sorter for the removal of PVC. The estimated cost (75 \$/t) competes with the landfill tipping fee (65 \$/t).

The tool has certain limitations, particularly in terms of the models used. In the future, it would be interesting to carry out experimental work to parameterize the models in more detail and thus consider the influence of other characteristics of the waste material (water content, density, etc.). To evaluate performance on an environmental basis, it would be interesting to combine mechanical treatment models with recovery process models and to link the tool to life cycle analysis and impact assessment models.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE.....	III
REMERCIEMENTS	IV
RÉSUMÉ.....	V
ABSTRACT	VII
TABLE DES MATIÈRES	IX
LISTE DES TABLEAUX.....	XI
LISTE DES FIGURES.....	XIV
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XXI
LISTE DES ANNEXES.....	XXVI
CHAPITRE 1 INTRODUCTION.....	1
CHAPITRE 2 REVUE CRITIQUE DE LA LITTÉRATURE	3
2.1 Mise en contexte.....	3
2.1.1 Voies de valorisation et leurs spécifications	4
2.1.2 Modes de traitement	8
2.1.3 Voies de valorisation adaptées au contexte local	10
2.2 Traitement mécanique	13
2.2.1 Description des opérations	14
2.2.2 Conception et optimisation.....	36
2.3 La modélisation du traitement mécanique	39
2.3.1 Outils de simulation et d'optimisation	40
2.3.2 Modélisation des opérations individuelles	43
2.4 Outils d'analyse économique	61
2.5 Conclusion de la revue de littérature.....	62
CHAPITRE 3 OBJECTIFS ET MÉTHODOLOGIE.....	64
3.1 Objectifs	64
3.2 Méthodologie	64

3.2.1	Paramétrisation des opérations de traitement mécanique	65
3.2.2	Développement du modèle économique	81
3.2.3	Validation de l'outil	85
3.2.4	Application de l'outil au cas des rejets de centre de tri.....	93
CHAPITRE 4 RÉSULTATS ET ANALYSE CRITIQUE		98
4.1	Validation de l'outil	98
4.1.1	Broyeur à marteaux	98
4.1.2	Crible rotatif	103
4.1.3	Classificateur à air	106
4.1.4	Séparateur magnétique	110
4.1.5	Chaîne de procédé	112
4.2	Rejets de centre de tri	115
4.2.1	Teneur en chlore limite de 0,05 %	116
4.2.2	Teneur en chlore limite de 0,5 %	118
4.2.3	Limites de l'outil	121
CHAPITRE 5 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS		122
BIBLIOGRAPHIE		124
ANNEXES		132

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2-1 : Pistes de substitutions d'énergies fossiles ou de substitutions matérielles par la valorisation de CDD par secteur d'activités au Québec.....	13
Tableau 2-2 : Synthèse des opérations de traitement mécanique pouvant se retrouver dans un procédé de production de CDD.....	14
Tableau 2-3 : Synthèse des technologies de tri optique et spécification de leur domaine d'application (ADEME, 2012).....	33
Tableau 2-4 : Description de trois lignes distinctes de traitement mécaniques	37
Tableau 2-5 : Description de deux lignes dont seul le premier crible rotatif a été modifié	37
Tableau 2-6 : Caractéristiques de plusieurs formes (Diaz et al., 1982)	54
Tableau 2-7 : Paramètres d'efficacité pour deux types de système de tri optique dans le proche infrarouge	60
Tableau 3-1 : Classes de tailles utilisées pour la modélisation du broyeur.....	86
Tableau 3-2 : Résultats obtenus par deux approches d'optimisation non linéaire.....	88
Tableau 3-3 : Comparaison des propriétés des rejets à l'état brut	94
Tableau 3-4 : Spécifications pour la valorisation des CDD acceptés par la cimenterie CRH Canada	95
Tableau 3-5 : Teneur limite en chlore pour la co-incinération en cimenterie en fonction du pays (Bernard et al., 2009; European Commission, 2003; GTZ GmbH & Holcim Group Support Ltd, 2006)	97
Tableau 4-1 : Paramètres cinétiques obtenus par ajustement non linéaire pour chaque catégorie de matière dans un broyeur primaire avec un temps de résidence de 11 secondes.....	99
Tableau 4-2 : Paramètres cinétiques obtenus par ajustement non linéaire pour chaque catégorie de matière dans un broyeur secondaire avec un temps de résidence de 11 secondes	101
Tableau 4-3 : Hypothèses de forme données pour les ordures ménagères broyées	108

Tableau 4-4 : Hauteur d'encombrement des déchets en fonction de la masse volumique en vrac	111
Tableau 4-5 : Légende utilisée pour présenter les séquences de traitement mécanique	116
Tableau 4-6 : Séquence de traitement de six équipements qui permet de minimiser la teneur en chlore dans les rejets du centre de tri pour une teneur limite de 0,05 %	117
Tableau 4-7 : Séquence de traitement qui minimise le coût pour la production d'un CDD conforme à partir des rejets du centre de tri, si la teneur en chlore limite est de 0,05%	118
Tableau 4-8 : Séquences de traitement (maximum trois équipements) qui produisent un CDD conforme à partir des rejets du centre de tri, si la teneur en chlore limite est de 0,5 %, selon la fonction objectif définie	119
Tableau 5-1 : Comparaison entre l'incinération, la gazéification et la pyrolyse pour le traitement des matières résiduelles	132
Tableau 5-2 : Synthèse des paramètres considérés pour la définition des modèles du logiciel SolidSim (Rosenkranz & Kuyumcu, 2010).....	135
Tableau 5-3 : Fonctions de distributions granulométriques pour différentes fractions à l'état brut ou après broyage (Ruf, 1974)	142
Tableau 5-4 : Formes attribuées aux différentes fractions selon la taille de particules.....	143
Tableau 5-5 : Masse volumique en vrac et masse volumique matérielle selon le type de matière	145
Tableau 5-6 : Méthodes des facteurs suggérées pour estimer l'investissement initial en capital pour le traitement mécanique	149
Tableau 5-7 : Informations relatives aux équipements présents dans une installation de traitement mécanique.....	150
Tableau 5-8 : Heuristiques utilisées pour l'estimation du coût annuel de production.....	151
Tableau 5-9 : Description des besoins en main d'oeuvre pour une installation de traitement mécanique (Cimpan et al., 2016; Resource Recycling Systems & StewardEdge, 2012)	152
Tableau 5-10 : Paramètres utilisés pour la validation du modèle de broyeur à marteaux.....	153

Tableau 5-11 : Paramètres utilisés pour la validation du modèle de crible rotatif.....	155
Tableau 5-12 : Paramètres utilisés pour la validation du modèle de classificateur à air.....	156
Tableau 5-13 : Paramètres utilisés pour la validation du modèle de séparateur magnétique.....	156
Tableau 5-14 : Paramètres de modélisation pour la simulation d'une chaîne de production de CDD	157
Tableau 5-15 : Attribution des catégories équivalentes pour la caractérisation des rejets (composition en substances, élémentaire, PCI).....	159
Tableau 5-16 : Paramètres de modélisation pour le traitement des rejets du centre de tri.....	164

LISTE DES FIGURES

Figure 2-1 : Portrait des pratiques en gestion et valorisation des matières résiduelles à l'international. "Industry", dans Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 2014, p.790. ©IPCC, 2017. Reproduit avec permission	4
Figure 2-2 : Taille de particules et PCI requis selon différents débouchés de CDD. Fuel properties of SRF and application area. «Production, quality and quality assurance of Refuse Derived Fuels (RDFs) » par S.Sarc et K.E. Lorber, 2013, Waste Management, 33, p.1825. ©Elsevier, 2013. Reproduit avec permission	6
Figure 2-3 : Concentrations limites en métaux selon différents débouchés de co-incinération en Autriche. Données tirées de (Flamme & Geiping, 2012).....	6
Figure 2-4 : Nombre d'installations de production de CDD (bande de droite) et d'installations de valorisation (bande de gauche) pour 10 pays d'Europe en 2012. Données tirées de (Monier et al., 2012).....	8
Figure 2-5 : Les variantes du traitement mécano-biologique. ©C. Girard, 2017.....	9
Figure 2-6 : Profil de la consommation énergétique du Québec (gauche) et consommation d'énergie par secteur d'activité (droite) en 2014. « État de l'énergie au Québec » par Whitmore, J. et Pineau, P.-O., 2016, p.23. ©Chaire de gestion du secteur de l'énergie, HEC Montréal. Reproduit avec permission	12
Figure 2-7 : Principe de fonctionnement général d'une opération de traitement. ©C. Girard, 2017	15
Figure 2-8 : Exemple d'un broyeur à marteaux de type horizontal. « Solid Waste Technology and Management », 2011, p.324. ©John Wiley, 2011. Reproduit avec permission.....	16
Figure 2-9 : Effet d'un broyeur à marteaux sur la distribution granulométrique de certaines fractions d'ordures ménagères. Haut : distributions à l'état brut. Bas : distributions après un broyage primaire. « Production and Quality Assurance of Solid Recovered Fuels Using Mechanical—Biological Treatment (MBT) of Waste », par C.A.Velis et al., Environmental Science and Technology, 40(12), 2010, p.994. ©Taylor & Francis Group, 2010. Reproduit avec permission	18

Figure 2-10 : Effet du temps de résidence sur la taille caractéristique d'ordures ménagères réduites par un broyeur à marteaux (taille de grille de 2,5 cm). « Significance of Size Reduction in Solid Waste Management » par G. Trezek et G. Savage, 1980, p.85. ©EPA, 1980. Reproduit avec permission	19
Figure 2-11 : Exemple d'un crible rotatif. ©C. Girard, 2017	20
Figure 2-12 : Régimes de chute au sein d'un crible rotatif. ©C. Girard, 2017.....	20
Figure 2-13 : Effet de la vitesse de rotation sur le tamisage de sable de silice à deux débits d'alimentation différents. Données tirées de (Chen et al., 2010).....	21
Figure 2-14 : Efficacité de récupération dans la fraction fine en fonction de l'angle d'inclinaison. L'angle limite déterminé dans les deux études est environ 5°. Adapté de (Chen et al., 2010; Vesilind et al., 2002)	22
Figure 2-15 : Effet de la granulométrie des matières résiduelles (broyé par broyeur à marteau ou non) et du choix de taille de maille (40, 80 et 150 mm) sur le contenu énergétique de la fraction grossière. Données tirées de (Velis et al., 2010)	22
Figure 2-16 : Exemple de tamis vibrant. « Solid Waste Technology and Management », 2011, p.330. ©John Wiley, 2011. Reproduit avec permission.....	23
Figure 2-17 : Exemple de crible à disques. « Solid Waste Technology and Management », 2011, p.332. ©John Wiley, 2011. Reproduit avec permission.....	24
Figure 2-18 : Exemple de séparateur balistique. « Solid Waste Technology and Management », 2011, p.338. ©John Wiley, 2011. Reproduit avec permission.....	25
Figure 2-19 : À gauche : Forces agissant sur une particule dans un fluide en écoulement à l'équilibre. ©C, Girard, 2017 / À droite : Exemple de classificateur à air de type Zig Zag. « Solid Waste Technology and Management », 2011, p. 333. ©John Wiley, 2011. Reproduit avec permission	26
Figure 2-20 : Impact de la vitesse de l'air injecté sur la récupération dans la fraction légère de différents matériaux. Données tirées de (Vesilind & Rimmer, 1981).....	27

Figure 2-21 : Influence du ratio air/solide sur la récupération des papiers/plastiques et métaux ferreux dans la fraction légère d'un classificateur à air pour différents débits d'air. Données tirées de (Savage et al., 1980)	28
Figure 2-22 : Exemple de séparateur magnétique de type suspendu. « Solid Waste Technology and Management », 2011, p.229. ©John Wiley, 2011. Reproduit avec permission.....	29
Figure 2-23 : Impact de la hauteur de l'aimant sur le taux de récupération des métaux ferreux et le taux de contamination pour un séparateur magnétique. Données tirées de (Simister & Bendersky, 1980)	30
Figure 2-24 : Effet de la concentration initiale de métaux ferreux sur la pureté du produit séparé. Données tirées de (Simister & Bendersky, 1980)	30
Figure 2-25 : Exemple de séparateur par courant de Foucault. « Solid Waste Technology and Management » ©John Wiley, 2011. Reproduit avec permission.....	31
Figure 2-26 : Effet du débit d'alimentation et de la vitesse du convoyeur (0,8 et 1,2 m/s) sur le taux de récupération et la contamination en matières organiques pour un séparateur par courant de Foucault. Données tirées de (Vesilind & Rimmer, 1981)	32
Figure 2-27 : Représentation des plages de fréquences du spectre dans lesquelles opèrent les différentes technologies de tri optique. ©C, Girard, 2017	32
Figure 2-28 : Schéma d'une station de tri manuel. « Solid Waste Technology and Management », 2011, p.344. ©John Wiley, 2011. Reproduit avec permission.....	35
Figure 2-29 : Rendement massique du procédé global et PCI du CDD produit pour trois configurations de traitement différentes. Données tirées de (Caputo & Pelagagge, 2002a) ..	37
Figure 2-30 : Effet du changement de taille de mailles du crible rotatif en début de chaîne sur la performance du procédé. Données tirées de (Caputo & Pelagagge, 2002a)	38
Figure 2-31 : Rendement massique et coût de traitement en fonction du PCI du CDD produit. Données tirées de (Caputo & Pelagagge, 2002a)	39
Figure 2-32 : Diagramme représentant le broyeur à marteau avec grille (circuit fermé). ©C, Girard, 2017	46
Figure 2-33 : Dynamique d'une particule dans un crible rotatif en rotation. ©C, Girard, 2017....	50

Figure 2-34 : Variation de p^* et p_2^* en fonction du ratio de taille de particule sur la taille de maille pour un crible rotatif avec $f_a=0,3$	53
Figure 2-35 : Forces agissant sur une particule magnétique sur un convoyeur encombré. ©C, Girard, 2017	58
Figure 3-1 : Fonctionnement de l'outil d'optimisation du traitement mécanique de matières résiduelles sous contraintes. ©C, Girard, 2018.....	65
Figure 3-2 : Composition et propriétés clés du flux de matières nécessaires à la modélisation. ©C, Girard, 2017	66
Figure 3-3 : Fonctions cumulatives de différentes catégories d'ordures ménagères à l'état brut (gauche) et à l'état broyé (droite). Données tirées de (Ruf, 1974)	68
Figure 3-4: Structure développée pour modéliser les opérations de traitement mécanique ©C, Girard, 2017.....	70
Figure 3-5 : Indice de force de l'aimant en fonction de sa largeur et de sa hauteur. Données tirées de (Savage et al., 1984)	78
Figure 3-6 : Indice minimal requis pour soulever une particule magnétique en fonction de la taille et de la hauteur de l'encombrement. Données tirées de (Savage et al., 1984).....	79
Figure 3-7 : Résultats de l'étude de cas qui a servi au développement du modèle de broyeur (droite) et résultats obtenus pour la simulation du broyage d'un courant d'ordures ménagères de composition différente en utilisant les mêmes paramètres cinétiques (gauche).	87
Figure 3-8 : Schéma de la chaîne de production de CDD. «Mass, energy and material balances of SRF production process. Part 1: SRF produced from commercial and industrial waste » par M. Nasrullah et al., 2014, Waste Management, 34, p.1400. ©Elsevier, 2014. Reproduit avec permission	91
Figure 3-9 : Composition des rejets du centre de tri mesurée lors d'une campagne du CRIQ (gauche, données tirées de (Bernard et al., 2009)) et celle de ÉEQ regroupée en 15 catégories (droite)	94
Figure 3-10 : Contribution du chlore dans les rejets du centre de tri à l'état brut.....	96

Figure 4-1 : Comparaison entre la distribution granulométrique expérimentale et celle obtenue par simulation après le broyage primaire d'un courant d'ordures ménagères (de composition comme les rejets du centre de tri). Se référer au Tableau 3-1 pour les classes de taille	99
Figure 4-2 : Comparaison de la granulométrie mesurée expérimentalement et celle obtenue par simulation d'un broyage primaire pour les métaux non ferreux (gauche) et le carton (droite). Se référer au Tableau 3-1 pour les classes de taille.....	100
Figure 4-3 : Comparaison de la granulométrie mesurée expérimentalement et celle obtenue par simulation d'un broyage secondaire pour les métaux non ferreux (gauche) et le carton (droite)	102
Figure 4-4 : Relation entre α et le diamètre moyen des matières alimentées dans le broyeur	102
Figure 4-5 : Comparaison de la performance du crible rotatif mesurée expérimentalement et par simulation en employant la formule p^* (simulé #1) et la formule p_2^* (simulé #2)	103
Figure 4-6 : Influence de la granulométrie des matières (brute versus broyée) et de la taille des mailles (a), de la longueur du crible (b) et du ratio f_a (c) sur le tamisage des différentes matières	105
Figure 4-7 : Probabilité de passage d'une particule dans un crible rotatif en fonction du ratio de la taille de particule sur la taille de maille avec $f_a=0,3$ et $L=14,2$ m.....	106
Figure 4-8 : Comparaison des résultats de classification obtenus expérimentalement et par simulation (modèle de classificateur vertical avec et sans loi normale)	106
Figure 4-9 : Évolution de la répartition dans la fraction légère en fonction de la taille de particule pour différentes matières	108
Figure 4-10 : Analyse de sensibilité des hypothèses de formes (100 % aplati en rouge, 100 % irrégulier en bleu et hypothèse initiale en vert) et de masses volumiques (90, 915 et 1350 kg/m ³)	109
Figure 4-11 : Influence de la forme des plastiques et des métaux non ferreux sur le résultat de simulation d'un classificateur à air vertical.....	109
Figure 4-12 : Comparaison des résultats pour la récupération des métaux ferreux en fonction de la hauteur de l'aimant.....	110

Figure 4-13 : Fraction des particules magnétiques récupérées par un aimant selon leur taille pour différentes hauteurs de suspension d'aimant. Les résultats ont été simulés avec hypothèse de loi normale (vert) et sans l'hypothèse (rouge)	111
Figure 4-14 : Fraction de métaux ferreux récupérée obtenue par simulation en fonction de la hauteur de l'aimant pour différentes largeurs d'aimant et masses volumiques en vrac.....	112
Figure 4-15 : Diagramme Sankey du bilan massique global (en tonnes) de la chaîne de production de CDD mesuré expérimentalement (haut) et simulé (bas)	113
Figure 4-16 : Comparaison de la composition du CDD.....	114
Figure 4-17 : Diagramme Sankey du bilan énergétique global (MJ) de la chaîne de production de CDD mesuré expérimentalement (haut) et simulé (bas)	115
Figure 4-18 : Teneurs en contaminants dans le CDD normalisées par rapport à la teneur limite pour la séquence TM-CG-(5xTO2)	117
Figure 4-19 : Composition (gauche) et répartition du chlore selon les différentes composantes (droite) pour un CDD produit à partir de la séquence TM-CG-(5xTO2).....	118
Figure 4-20 : Composition du CDD obtenu par simulation selon l'objectif visé, soit la minimisation des coûts (a), la minimisation des rejets (b) et la maximisation du PCI (c).....	120
Figure 4-21 : Influence du broyage primaire (fin ou grossier) sur la performance de la séquence TM-SCF-TO1-CF et sur les propriétés du CDD produit	121
Figure 5-1 : Classification d'un CSR selon la spécification technique CEN/TS 15359:2006. « Solid Waste Technology and Management », 2011, p. 495. ©John Wiley,2011. Reproduit avec permission	133
Figure 5-2 : Sources de production d'électricité au Québec et en Europe (moyenne). Données tirées de (Eurostat, 2017; Whitmore & Pineau, 2016).....	133
Figure 5-3 : Répartition des émissions de GES au Québec, en 2013, par secteur d'activité. « Inventaire québécois des émissions de gaz à effet de serre en 2013 et leur évolution depuis 1990 » par MDDELCC, 2016, p.8. ©Gouvernement du Québec. Reproduit avec permission	134

Figure 5-4 : Consommation d'énergie par types d'activité dans le secteur industriel au Québec, 2013. « État de l'énergie au Québec » par Whitmore, J. et Pineau, P.-O., 2016, p.23. ©Chaire de gestion du secteur de l'énergie, HEC Montréal. Reproduit avec permission.....	134
Figure 5-5 : Diagramme représentant le broyeur à marteau avec grille ©C, Girard, 2017.....	135
Figure 5-6 : Schéma d'une particule dans la maille carrée (le pointillé rouge délimite la région admissible) ©C, Girard, 2017	137
Figure 5-7 : Dynamique d'une particule dans un crible rotatif incliné en rotation ©C, Girard, 2017	137
Figure 5-8 : Schéma d'un crible rotatif incliné ©C, Girard, 2017.....	138
Figure 5-9 : Distribution de temps de résidence normalisée. « Significance of Size Reduction in Solid Waste Management » par G.Trezek et G.Savage,1980, p.85. ©EPA, 1980. Reproduit avec permission	148
Figure 5-10 : Comparaison des granulométries obtenues expérimentalement par simulation pour le broyage primaire des différentes catégories de matières	154
Figure 5-11 : Comparaison des granulométries obtenues expérimentalement par simulation pour le broyage secondaire des différentes catégories de matières	155
Figure 5-12 : Composition des différents courants de la chaîne de production de CDD mesurée expérimentalement. «Mass, energy and material balances of SRF production process. Part 1 : SRF produced from commercial and industrial waste » par M.Nasrullah et al., 2014, Waste Management, 34, p.1404. ©Elsevier, 2014. Reproduit avec permission	157
Figure 5-13 : Propriétés physiques, chimiques et composition élémentaire des différents courants de la chaîne de production de CDD. «Mass, energy and material balances of SRF production process. Part 1: SRF produced from commercial and industrial waste » par M. Nasrullah et al., 2014, Waste Management, 34, p.1403. ©Elsevier, 2014. Reproduit avec permission ..	157

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

<i>a</i>	Accélération (m s^{-2})
<i>A</i>	Paramètre cinétique de broyage (-)
A	Matrice de coefficients de transfert (-)
<i>A_s</i>	Aire projetée de la particule solide (m^2)
<i>B</i>	Densité du flux magnétique ($\text{kg s}^{-2} \text{A}^{-1}$)
B	Matrice de rupture (-)
c	Vecteur de coefficients de transfert pour la contamination (-)
C	Matrice de classification (-)
<i>C_D</i>	Coefficient de traînée (-)
<i>C_{vc}</i>	Coefficient de variation pour le calcul de <i>z_c</i> (-)
<i>C_{vm}</i>	Coefficient de variation pour le calcul de <i>z_m</i> (-)
CN	Coût net ($\text{\$ t}^1$)
CT_{CDP}	Vecteur de coefficients de transfert pour le tri optique positif (-)
CTD	Coût par tonne de déchet traitée ($\text{\$ t}^1$)
CTP	Coût total de production ($\text{\$ an}^{-1}$)
D	Matrice représentant la modification granulométrique dans un broyeur (-)
<i>D₉₅</i>	Diamètre à partir duquel 95% des particules sont de taille inférieure (cm)
<i>D_f</i>	Diamètre d'une forme cylindrique (mm)
ELEC	Consommation électrique d'un équipement (kWh t^{-1})
<i>f_a</i>	Ratio de la surface trouée sur la surface totale (-)
f	Vecteur de distribution de probabilités granulométrique (-)
f_r	Vecteur de probabilités selon la classe de taille à l'alimentation (-)
<i>F_b</i>	Poussée d'Archimède (N)
<i>F_c</i>	Force de charge (N)
<i>F_{charge}</i>	Facteur de charge (-)
<i>F_{corr}</i>	Facteur de correction pour le calcul de <i>z_b</i> (-)
<i>F_{temps}</i>	Facteur de temps (-)
<i>F_D</i>	Force de résistance (N)
<i>F_g</i>	Force gravitationnelle (N)
<i>F_m</i>	Force magnétique (N)
f_p	Vecteur de probabilités selon la classe de taille dans les produits (-)
f_r	Vecteur de probabilités selon la classe de taille dans les rejets (-)
<i>F'_m</i>	Force magnétique par unité de volume (N m^{-3})
<i>f(y)</i>	Fonction de densité de tailles de particules (-)
<i>F(y)</i>	Fonction de probabilité cumulative (-)
<i>g</i>	Constante d'accélération (m s^{-2})
G_p	Matrice de modification granulométrique pour les produits (-)
G_r	Matrice de modification granulométrique pour les rejets (-)
\vec{H}	Intensité du champ magnétique (A m^{-1})
<i>H_%</i>	Teneur en hydrogène sur base humide (%)
<i>h</i>	Masse retenue dans le broyeur (kg)
HUM	Teneur en eau sur base humide (%)
HR_{QT}	Nombre d'heures par quart de travail (-)
<i>i_{réel}</i>	Taux d'intérêt réel (-)

IC	Investissement en capital (\$)
if_m	Indice de force magnétique développé par un aimant (-)
\mathbf{if}_m	Vecteur d'indices de force magnétique développés par un aimant (-)
if_{moy}	Indice de force magnétique minimal pour attirer une particule magnétique (-)
\mathbf{if}_{moy}	Vecteur d'indices de force magnétique minimaux requis pour attirer une particule magnétique selon la classe de taille (-)
J	Matrice de broyage dynamique (-)
JR _{OP}	Nombre de jours opérationnels par année (-)
K^*	Paramètre cinétique de broyage (s^{-1})
K_m	Constante magnétique ($kg\ A^2\ m^{-1}\ kg^{-1}$)
k	Vecteur de constantes cinétiques d'ordre zéro (-)
<i>L</i>	Longueur du crible (m)
L_{conv}	Largeur d'un convoyeur (m)
L_f	Longueur d'une forme (mm)
<i>l</i>	Distance parcourue par une particule dans un crible à chaque contact (m)
<i>l'</i>	Distance par rapport à la fin du tamis (m)
\vec{M}	Moment magnétique ($A\ m^2$)
\vec{m}	Aimantation par unité de volume ($A\ m^{-1}$)
m	Vecteur de débits massiques en termes de classes de taille ($kg\ s^{-1}$)
m_r	Vecteur de débits massiques à l'alimentation en termes de classes de taille ($kg\ s^{-1}$)
m_p	Vecteur de débits massiques à la sortie en termes de classes de taille ($kg\ s^{-1}$)
\dot{m}_f	Débit massique à l'alimentation d'un équipement ($kg\ s^{-1}$)
\dot{m}_{ferr}	Débit de métaux ferreux séparés par aimant ($t\ an^{-1}$)
\dot{m}_{n-ferr}	Débit de métaux non ferreux séparés par courant de Foucault ($t\ an^{-1}$)
$\dot{m}_{u/an}$	Débit massique ($t\ an^{-1}$)
$\dot{m}_{u/h}$	Débit massique ($t\ h^{-1}$)
\dot{m}_p	Débit massique à la sortie de l'équipement ($kg\ s^{-1}$)
m_r	Vecteur de débits massiques à l'alimentation ($kg\ s^{-1}$)
m_p	Vecteur de débits massiques à la sortie de l'équipement ($kg\ s^{-1}$)
$\dot{m}_{1,3}$	Débit massique d'alimentation du broyeur à marteaux avec grille de 1,3 cm ($t\ h^{-1}$)
$\dot{m}_{2,5}$	Débit massique d'alimentation du broyeur à marteaux avec grille de 2,5 cm ($t\ h^{-1}$)
m[*]	Vecteur de débits massiques par unité de longueur de tamis ($kg\ m^{-1}\ s^{-1}$)
$\dot{m}_i^*(l)$	Débit massique par unité de longueur de tamis ($kg\ m^{-1}\ s^{-1}$)
<i>n</i>	Nombre de contacts d'une particule dans un crible rotatif (-)
<i>N</i>	Durée de vie économiques (an)
NB _{QT}	Nombre de quart de travail par jour (-)
p^*	Probabilité de passage d'une particule à travers une maille (-)
p_2^*	Probabilité de passage d'une particule modifiée (-)
p[*]	Vecteur de probabilités de passage d'une particule à travers une maille selon la classe (-)
<i>p</i>	Probabilité de passage d'une particule dans un crible après <i>n</i> contacts (-)
p_p	Vecteur de probabilités de non-passage après <i>n</i> contacts selon la classe (-)
p_r	Vecteur de probabilités de passage après <i>n</i> contacts selon la classe (-)
P_f	Matrice multidimensionnelle de propriétés et de composition à l'alimentation (-)
P_p	Matrice multidimensionnelle de propriétés et de composition dans les produits (-)
P_r	Matrice multidimensionnelle de propriétés et de composition dans les rejets (-)

P_p	Fonction de probabilité de passage d'une particule (-)
P_w	Puissance d'un équipement (kW)
PCI_{kJ}	Pouvoir calorifique inférieur (kJ kg ⁻¹)
PCS_{kJ}	Pouvoir calorifique supérieur (kJ kg ⁻¹)
$Prix_{al}$	Prix de l'aluminium résiduel (\$ t ⁻¹)
$Prix_{al}$	Prix des métaux ferreux résiduels (\$ t ⁻¹)
\dot{Q}_f	Débit volumique de matières résiduelles (m ³ s ⁻¹)
r	Taux de passage des particules à travers le tamis (kg m ⁻² s ⁻²)
r_c	Coefficient de corrélation
R	Rayon du crible rotatif (m)
\mathbf{r}_t	Vecteur de distribution de temps de résidence (s)
\mathbf{r}_θ	Vecteur de distribution de temps de résidence normalisée (-)
Re	Nombre de Reynolds (-)
RV	Revenus annuels (\$ an ⁻¹)
\mathbf{S}	Matrice sélection (s ⁻¹)
$SALAIRE_i$	Taux horaire pour un poste i
t	Temps (s)
T	Coût annuel de la main d'œuvre (\$ an ⁻¹)
t_f	Épaisseur d'une forme (mm)
T_s	Force exercée par la surface (N)
\mathbf{T}	Matrice utilisée pour le calcul de \mathbf{D} (-)
$TRAV_i$	Nombre d'employés de poste i
v_t	Vitesse terminale (m s ⁻¹)
r	Taux de passage des particules à travers le tamis (kg m ⁻² s ⁻²)
$\mathbf{r}(t)$	Distribution de temps de résidence (s)
$\mathbf{r}(\theta)$	Distribution de temps de résidence normalisée (-)
v_{air}	Vitesse de l'air (m s ⁻¹)
\mathbf{v}_{air}	Vecteur de vitesses d'air (m s ⁻¹)
v_{conv}	Vitesse d'un convoyeur (m s ⁻¹)
$v_{t_{moy}}$	Vitesse terminale moyenne d'une particule (m s ⁻¹)
$\mathbf{v}_{t_{moy}}$	Vecteur de vitesses terminales moyennes d'une particule selon la classe (m s ⁻¹)
V_s	Volume d'une particule solide (m ³)
V_b	Volume de l'encombrement sur une particule (m ³)
VR_{an}	Valeur résiduelle annualisée (\$ an ⁻¹)
$VR_{bât}$	Valeur résiduelle d'un bâtiment (\$)
$VR_{terrain}$	Valeur résiduelle d'un terrain (\$)
y	Taille de particule (cm)
y_0	Plus petite taille de particule (cm)
y_m	Taille de maille carrée (cm)
y_{ref}	Taille de référence pour le calcul du temps de résidence moyen (cm)
y_w	Largeur des rebords entre les mailles d'un tamis (cm)
$\overline{x_p}$	Moyenne des fractions massiques
\mathbf{x}	Vecteur de fractions massiques en termes de classes de taille (-)
\mathbf{x}_f	Vecteur de fractions massiques à l'alimentation en termes de classes (-)
\mathbf{x}_p	Vecteur de fractions massiques dans les produits en termes de classes (-)
\mathbf{x}_r	Vecteur de fractions massiques dans les rejets en termes de classes (-)

y	Vecteur de classes de tailles de particules (cm)
z	Hauteur (m)
z_b	Hauteur de l'encombrement des matières sur un convoyeur (m)
z_c	Variable standard qui calcule l'écart entre la vitesse terminale et la vitesse d'air (-)
z_m	Variable standard qui calcule l'écart entre l'indice de force minimal requis et l'indice de force développé par l'aimant (-)
z_s	Hauteur de suspension d'un aimant (m)

Lettres grecques

α	Paramètre cinétique de broyage (-)
α_2	Angle par rapport à l'horizontal auquel la particule atteint sur point de chute (rad)
β	Angle d'inclinaison du crible (rad)
μ_0	Perméabilité magnétique absolue du vide ($N A^{-2}$)
δ	Angle auquel la particule retombe sur le tamis après sa chute (rad)
ω	Vitesse de rotation ($rad s^{-1}$)
λ_0	Facteur d'ajustement de la probabilité de passage d'une particule (-)
λ_0	Vecteur de facteurs d'ajustement de la probabilité de passage d'une particule selon la classe de taille (-)
γ	Variable en fonction de l'angle de chute et d'atterrissage des particules dans un crible (-)
χ	Susceptibilité magnétique (-)
φ	Répartition (<i>split</i>) dans la fraction légère dans un classificateur à air (-)
Φ	Vecteur de répartition dans la fraction légère en fonction de la classe de taille et de la forme dans un classificateur à air (-)
ϕ	Probabilité d'attraction des particules magnétiques par un aimant (-)
Φ	Vecteur de probabilités d'attraction des particules magnétiques par un aimant selon la classe de taille (-)
ρ_b	Masse volumique de l'encombrement ($kg m^{-3}$)
ρ_f	Masse volumique du fluide ($kg m^{-3}$)
ρ_s	Masse volumique de la particule solide ($kg m^{-3}$)
θ	Temps de résidence adimensionnel (-)
τ	Temps de résidence moyen des particules dans un broyeur (s)
$\tau_{1,3}$	Temps de résidence moyen des particules dans un broyeur avec grille de 1,3 cm (s)
$\tau_{2,5}$	Temps de résidence moyen des particules dans un broyeur avec grille de 2,5 cm (s)

Abréviations

3RV-E	Réduction, réemploi, recyclage, valorisation, élimination
ACV	Analyse de cycle de vie
CDD	Combustible dérivé de déchets
CRD	Construction, rénovation et démolition
CRIQ	Centre de recherche industrielle du Québec
CSR	Combustible solide de récupération
CT	Coefficient de transfert
DEM	Méthode des éléments discrets (<i>discrete element method</i>)

FRC	Facteur de recouvrement
ICI	Institutions, commerces et industries
MSE	Matériaux secs et encombrants
PE	Polyéthylène
PET	Polyéthylène téréphtalate
PCI	Pouvoir calorifique inférieur (MJ kg^{-1})
PCS	Pouvoir calorifique supérieur (MJ kg^{-1})
PLA	Acide polylactique
PP	Polypropylène
PS	Polystyrène
PVC	Polychlorure de vinyle
RDD	Résidus domestiques dangereux
RDF	<i>Refuse derived fuel</i>
rpm	Rotation par minute
SRF	<i>Solid recovered fuel</i>
TMB	Traitement mécano-biologique
WtE	<i>Waste-to-energy</i>

LISTE DES ANNEXES

Annexe A – Voies de valorisation.....	132
Annexe B – Modélisation du traitement mécanique	135
Annexe C – Caractérisation des flux de matières	142
Annexe D – Développement de l’outil.....	147
Annexe E – Validation de l’outil.....	153
Annexe F – Rejets de centre de tri	159

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

La Politique québécoise de gestion des matières résiduelles, qui découle de la Loi sur la qualité de l'environnement, a comme objectif fondamental d'éliminer une seule matière au Québec : le résidu ultime. Malgré l'existence bien établie de la collecte sélective pour les matières recyclables et le développement grandissant de la collecte des résidus organiques au Québec, plus de 60% des ordures ménagères, principalement éliminées par enfouissement, est constitué de matières recyclables ou de matières organiques (RECYC-QUÉBEC, 2015).

À Montréal, près de 10 000 tonnes de rejets du centre de tri de matières recyclables sont enfouies annuellement. Il a pourtant été démontré que les rejets du centre de tri possèdent un potentiel de valorisation intéressant (Bernard et al., 2009). L'enfouissement actuel de ces matières constitue un véritable gaspillage de ressources disponibles localement et en continu et va à l'encontre du principe d'économie circulaire. Il y aurait donc un potentiel intérêt à produire un combustible dérivé de déchets (CDD) à partir d'un traitement mécanique pour le valoriser en industrie. L'un des plus grands défis pour la production d'un CDD à partir d'un courant mixte de matières résiduelles est d'assurer une homogénéité au niveau des propriétés physico-chimiques de la matière tout en demeurant économiquement viable. Toute technologie de valorisation est en effet sujette à des contraintes techniques, environnementales, légales et économiques.

La modélisation des opérations de traitement mécanique est un outil d'analyse utile pour prédire la faisabilité technique d'un projet et sa rentabilité. La conception du traitement mécanique et les premières modélisations pour le contexte des matières résiduelles remontent aux années 1970-1980, une époque synonyme de changement pour la gestion des matières résiduelles avec le début de l'implantation de la hiérarchie des 3RV-E¹ à l'échelle mondiale (Chang & Pires, 2015; Sauvé, Normandin, & McDonald, 2016). Dans une volonté de réduire la quantité de matières éliminées à l'enfouissement, des technologies de récupération de ressources ont été mises de l'avant afin de séparer les diverses matières valorisables matériellement et énergétiquement. Il s'est avéré que plusieurs équipements utilisés en traitement des minerais (broyeurs, tamis, classificateurs, etc.) pouvaient être adaptés aux déchets. À la suite de la mise au point de ces nouveaux équipements,

¹ Réduction, réemploi, recyclage, valorisation et élimination

certaines scientifiques se sont intéressés à modéliser leur efficacité de traitement. Or, la modélisation de ces opérations est complexe puisque l'efficacité dépend des propriétés physico-chimiques de la matière à traiter, de même que certains paramètres de design et opérationnels. Un défi important demeure à concevoir un outil robuste qui considère l'évolution des propriétés physico-chimiques de la matière à travers la chaîne de traitement et qui permet aussi d'optimiser la séquence d'opérations. Un tel outil permettrait de répondre à l'étude de cas de ce projet, qui est d'évaluer la faisabilité technico-économique de produire un CDD à partir des rejets du centre de tri de la Ville de Montréal pour le valoriser en cimenterie.

Le chapitre qui suit présente une revue de littérature critique sur le traitement mécanique des matières résiduelles et permet d'identifier les besoins pour concevoir un tel outil.

CHAPITRE 2 REVUE CRITIQUE DE LA LITTÉRATURE

Les sous-sections suivantes présentent une revue de la littérature à propos du traitement mécanique des matières résiduelles. D'abord, une mise en contexte dresse un portrait de la situation énergétique au Québec et permet d'identifier des avenues possibles de valorisation de matières résiduelles. Ensuite, les différentes opérations impliquées dans le traitement mécanique des matières résiduelles sont présentées de même que les défis liés à la conception et l'optimisation des chaînes de traitement. Les travaux qui ont été réalisés pour modéliser les opérations sont détaillés, suivi des méthodes utilisées pour évaluer ce type d'installation sur une base économique.

2.1 Mise en contexte

Au Québec, chaque citoyen dépose environ 400 kg de matières résiduelles en bordure de rue annuellement. Des matières collectées en bordure de rue, environ 22% sont acheminées vers la collecte sélective de matières recyclables, 6% dans la collecte de matières organiques et le reste (72%) est éliminé par enfouissement ou incinération (RECYC-QUÉBEC, 2015).

La situation du Québec contraste avec celle des pays de l'Union Européenne et certains pays d'Asie, où les mesures ont permis de réduire significativement la quantité de matières envoyées à l'enfouissement au profit du recyclage, du compostage et de la valorisation énergétique (Figure 2-1). Comme le démontre la situation en Autriche, il est possible de valoriser énergétiquement des matières résiduelles sans nécessairement nuire aux recyclage et compostage, ces pratiques situées plus haut dans la hiérarchie des 3RV-E.

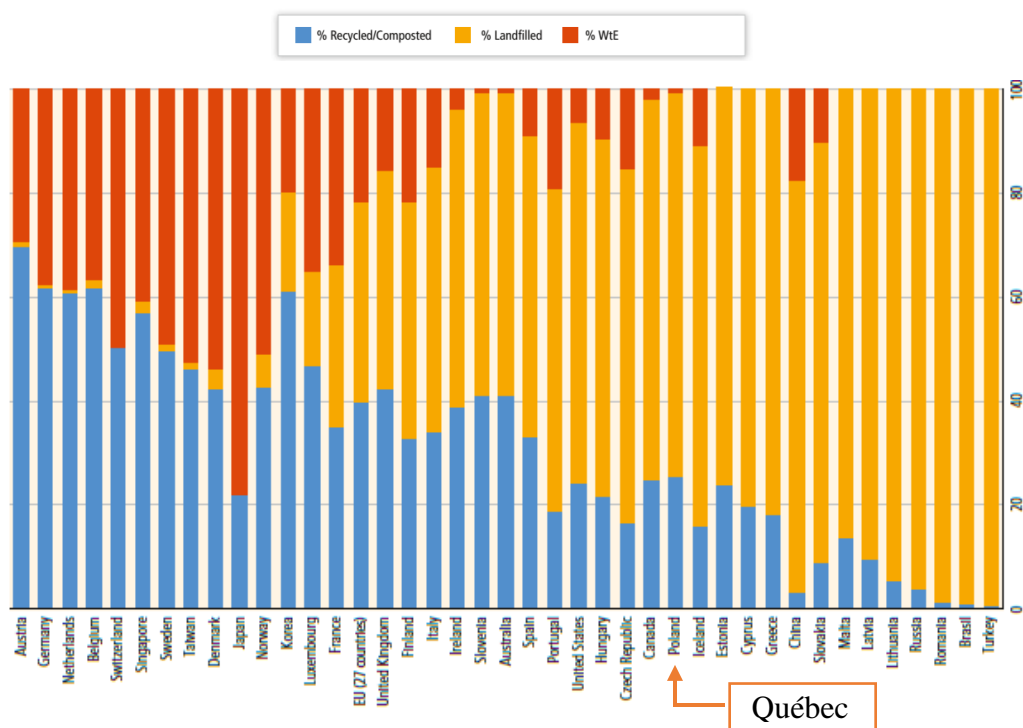


Figure 2-1 : Portrait des pratiques en gestion et valorisation des matières résiduelles à l'international. "Industry", dans Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 2014, p.790. ©IPCC, 2017. Reproduit avec permission

2.1.1 Voies de valorisation et leurs spécifications

Le terme *waste-to-energy* (WtE) tel que représenté dans la Figure 2-1 englobe les voies de **valorisation énergétique** pour tous types de matières résiduelles (Eder et al., 2016; FREDEREC & COMPTE-R, 2015) :

- 1) **Co-incinération** : installation de combustion qui utilise les matières résiduelles en substitution à des combustibles conventionnels pour la production d'énergie (centrales thermiques à charbon, fours à chaux, cimenteries, chauffage urbain, hauts-fourneaux, etc.).
- 2) **Incinération massive** : incinérateur de masse qui élimine les matières résiduelles avec ou sans récupération de chaleur. L'installation traite généralement des courants d'ordures ménagères à faible pouvoir calorifique qui n'ont subi aucun traitement préalable.
- 3) **Incinération à lit fluidisé** : lit fluidisé conçu pour brûler des matières résiduelles issues d'un prétraitement avec récupération de chaleur.

- 4) **Incinération industrielle** : chaudière industrielle qui brûle uniquement des matières résiduelles variées (souvent issues du procédé industriel) pour fournir les besoins en énergie d'une industrie (industrie papetière, industrie chimique, etc.)
- 5) **Digestion anaérobie** : installation de digestion anaérobie des matières organiques pour la génération de biogaz.
- 6) **Voies thermochimiques non conventionnelles** : installations de gazéification/traitement plasma, pyrolyse, etc.

La digestion anaérobie est une voie utilisée pour valoriser les matières résiduelles de type organique, tandis que les autres technologies présentées conviennent à une plus grande variété de matières (cartons, plastiques, textiles, etc.). Ces technologies nécessitent un prétraitement des matières résiduelles alimentées, à l'exception de l'incinération massive qui reçoit généralement des courants d'ordures ménagères de faible pouvoir calorifique, qui n'ont subi aucun traitement préalable (ou traitement minime). Le Tableau 5-1 à l'Annexe A dresse un portrait des différents aspects techniques de l'incinération, de la gazéification et de la pyrolyse. Il est à noter que le gaz de synthèse produit par les voies thermochimiques peut avoir un débouché autre qu'énergétique et être transformé en produit à valeur ajoutée. Puisque cette valorisation permet de substituer une matière première, on parle alors de **valorisation matérielle**. La valorisation des matières résiduelles comprend donc ces deux types de valorisation.

Le prétraitement des matières résiduelles a pour objectif d'atteindre certaines spécifications exigées par les installations de valorisation, telles que la taille des particules, le pouvoir calorifique inférieur (PCI), le contenu en cendres, la teneur en eau et la concentration de certains contaminants. Un combustible dérivé de déchets (CDD), ou *refuse derived fuel* (RDF), fait référence à tout déchet, solide ou liquide, pouvant être utilisé en tant que combustible dans les installations de valorisation. Les propriétés que doivent atteindre les CDD peuvent varier selon le type de débouché (Figure 2-2 et Figure 2-3) (Flamme & Geiping, 2012; Sarc & Lorber, 2013).

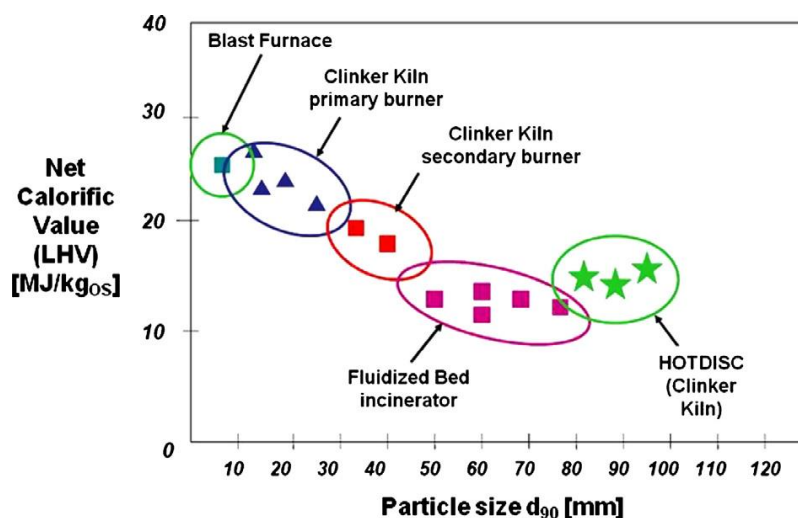


Figure 2-2 : Taille de particules et PCI requis selon différents débouchés de CDD. *Fuel properties of SRF and application area.* «Production, quality and quality assurance of Refuse Derived Fuels (RDFs) » par S.Sarc et K.E. Lorber, 2013, Waste Management, 33, p.1825.

©Elsevier, 2013. Reproduit avec permission

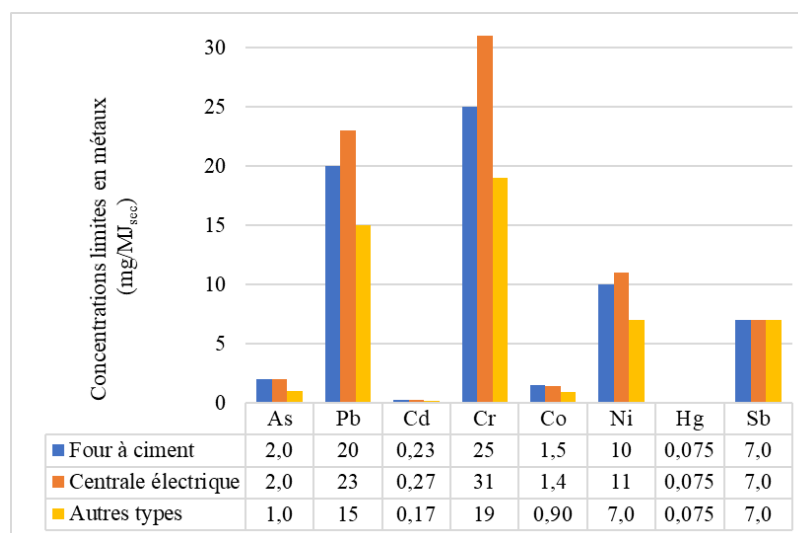


Figure 2-3 : Concentrations limites en métaux selon différents débouchés de co-incinération en Autriche. Données tirées de (Flamme & Geiping, 2012)

L'Europe fait preuve de leadership en matière de valorisation des matières résiduelles (principalement énergétique). Plusieurs initiatives ont été entreprises par les institutions européennes pour développer des règlements et normaliser les pratiques en ce qui a trait à la valorisation des matières résiduelles. Depuis une dizaine d'années, la Commission Européenne mandate le Centre européen de normalisation pour développer des normes, des spécifications et

rapport techniques relatifs à ce sujet. Le comité technique CEN/TC 343- Combustibles Solides de Récupération a donc été créé et à ce jour une vingtaine de normes et spécifications techniques ont été créées (Centre européen de normalisation, 2017). La norme ISO/TC 300 – Combustibles solides de récupération est une autre initiative internationale dont plusieurs pays d'Europe, les États-Unis et la Chine sont membres (Organisation internationale de normalisation (ISO), 2018).

Certains pays ont également développé leurs propres règlements en matière de valorisation de CRS, notamment l'Allemagne, l'Autriche, l'Italie, les Pays-Bas, la Finlande et la Norvège (Monier, Hestin, Remond, & Debeauvais, 2012).

Un CDD peut être qualifié de « combustible solide de récupération (CSR) », ou son équivalent en anglais, *solid recovered fuel* (SRF), lorsqu'il répond aux spécifications de la norme CEN/TC 343- *Solid recovered fuels*. Le CSR est spécifié comme étant issu de matières résiduelles solides non dangereuses, dont le contenu n'est pas uniquement de la biomasse. De cette norme a été développé un système de spécification technique CEN/TS 15359 : 2006, qui classifie un CSR en cinq catégories selon le pouvoir calorifique inférieur, la teneur en chlore et la teneur en mercure (Figure 5-1, Annexe A) (Christensen, 2011b).

Le marché européen des CSR est en expansion depuis les dix dernières années et jusqu'à 70 Mt de CSR sont générés par année. Un système d'échanges commerciaux existe entre plusieurs pays au sein duquel des pays comme l'Irlande, les Pays-Bas et le Royaume-Uni produisent et exportent des CSR à des grands importateurs comme l'Allemagne et l'Autriche (FREDEREC & COMPTE-R, 2015; Monier et al., 2012).

L'incinération et la co-incinération sont les technologies le mieux établies dans le marché de valorisation des CSR. La Figure 2-4 dresse le portrait de 10 pays européens en terme du nombre d'installations de production et des diverses installations de valorisation des CSR recensées (Monier et al., 2012).

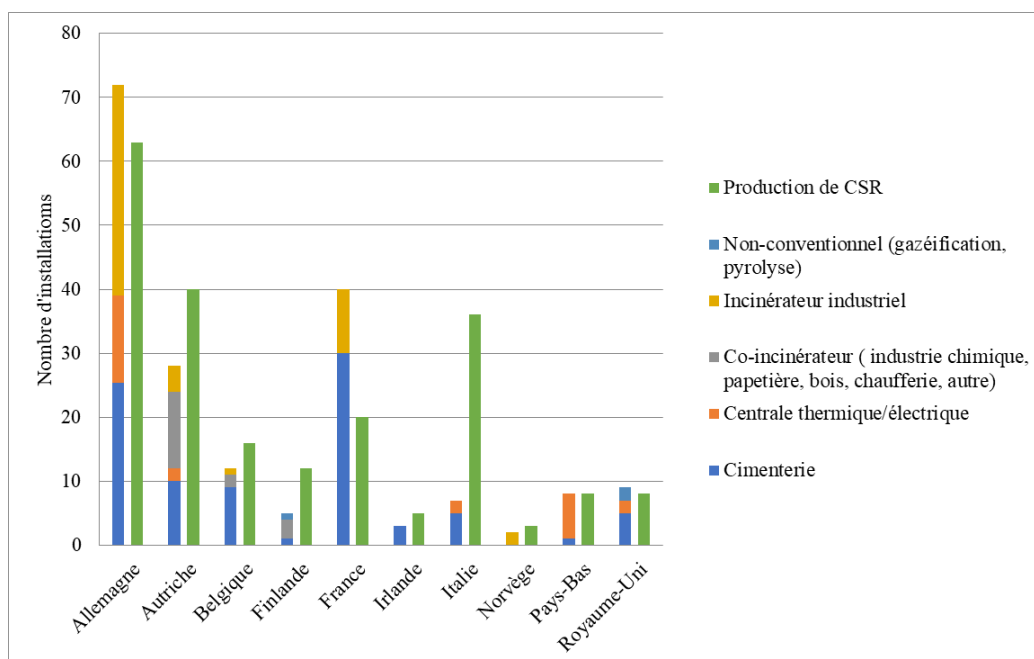


Figure 2-4 : Nombre d'installations de production de CDD (bande de droite) et d'installations de valorisation (bande de gauche) pour 10 pays d'Europe en 2012. Données tirées de (Monier et al., 2012)

On constate que les pratiques de valorisation des CSR varient d'un pays à l'autre. Le choix des technologies de valorisation d'une localité est influencé par plusieurs facteurs dont la réglementation locale, le contexte énergétique, les incitatifs gouvernementales/municipales, les industries établies sur le territoire, la composition et la qualité des CSR produits, la quantité générée et l'acceptabilité sociale. Il importe donc de tenir compte de l'ensemble de ces facteurs lorsqu'il s'agit d'étudier la faisabilité technique de développer une filière de valorisation de CDD dans une localité.

2.1.2 Modes de traitement

Tel qu'introduit précédemment, la valorisation des matières résiduelles nécessite un prétraitement dans le but de produire un CDD aux propriétés conformes aux exigences des installations de valorisation. Les installations de prétraitement sont classées en deux catégories : le traitement mécano-biologique et le traitement mécanique.

Le **traitement mécano-biologique (TMB)** reçoit des ordures ménagères mixtes et a pour objectif général de récupérer un maximum de ressources pour leur valorisation matérielle ou énergétique

organique putrescibles est faible et le PCI assez élevé. Les déchets industriels et certaines ordures ménagères, comme par exemple les refus de centres de tri de matières recyclables, certains objets encombrants et la fraction légère² issue du TMB, sont des matières qui font généralement l'objet d'un traitement mécanique. Il en résulte un CDD de meilleure qualité que celle d'un CDD issu d'un TMB. Le PCI est généralement supérieur à 18 MJ/kg, le taux d'humidité inférieur à 15 % et la teneur en cendres inférieure à 9 %. Le traitement mécanique comprend diverses étapes de réduction de taille, de séparation et de compaction pour obtenir les propriétés et la composition voulues (FREDEREC & COMPTE-R, 2015).

Étant donné l'étude de cas qui porte sur la valorisation des rejets de centre de tri, la revue de littérature présentée dans les prochaines sections est axée sur le traitement mécanique.

2.1.3 Voies de valorisation adaptées au contexte local

L'étude du contexte européen en matière de valorisation des matières résiduelles a permis de soulever un élément important : il faut tenir compte du contexte local pour déterminer quelles pratiques seraient les mieux adaptées pour la production et la valorisation de CDD. Cette section a pour but d'évaluer les principaux facteurs au Québec qui peuvent avoir une influence sur la faisabilité d'instaurer un système de valorisation de CDD.

2.1.3.1 Cadre réglementaire

Au Québec, la Loi sur la qualité de l'environnement comprend plusieurs règlements et politiques qui encadrent les différentes activités de valorisation des matières résiduelles :

- Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère (Q-2, r.4.1)
- Règlement sur l'enfouissement et l'incinération de matières résiduelles (Q-2, r.19)
- Règlement sur les matières dangereuses (Q-2, r.32)
- Politique québécoise de gestion des matières résiduelles (Q-2, r.35.1)

² Courant à moyen ou haut pouvoir calorifique issu du TMB constitué notamment de papiers, de cartons et de plastiques non triés à la source et séparé avant le traitement biologique ou après une opération de séchage (Kuehle-Weidemeier, 2017)

Afin de respecter la réglementation relative à l'émission de contaminants, deux options s'offrent pour une installation de valorisation : prétraiter les matières résiduelles pour réduire leur teneur en contaminants ou assurer le retrait des contaminants lors du procédé à l'aide d'un système de traitement des gaz. Le choix de traiter en amont ou en aval de l'usine repose sur une analyse économique (Schofield [Enerkem], communication personnelle, 6 juillet 2017).

2.1.3.2 Contexte énergétique et industries établies

Une bonne compréhension de la situation énergétique est importante pour établir comment la valorisation des CDD pourrait s'insérer favorablement dans le contexte québécois et pour identifier les leviers.

Au Québec, 99 % de l'électricité produite est de source hydroélectrique tandis que 1 % provient des sources éoliennes, de la biomasse et d'énergies fossiles; et la consommation électrique de la province est partagée entre l'électricité produite localement et celle importée d'autres provinces (Whitmore & Pineau, 2016). Somme toute, on peut considérer que l'électricité consommée au Québec provient d'énergies renouvelables. C'est une première différence notable avec l'Europe, qui ne dispose pas de ressources hydroélectriques aussi abondantes et dont le profil de production d'électricité est plus diversifié (voir Figure 5-2 , Annexe A).

La Figure 2-6 dresse un portrait du profil de consommation énergétique au Québec (graphique de gauche). On constate que plus de la moitié (57 %) de l'énergie consommée est issue d'énergies fossiles, laissant supposer qu'il existe un marché potentiel pour la valorisation de CDD, mais il reste à déterminer dans quels secteurs. Les secteurs du transport (28 %) et industriel (35 %) sont les secteurs d'activités les plus énergivores au Québec, suivi du secteur résidentiel (19 %) et le secteur commercial et institutionnel (11 %) (Figure 2-6, graphique de droite). Sans surprise, les secteurs d'activités les plus énergivores sont également les plus grands émetteurs de gaz à effet de serre (Figure 5-3, Annexe A).

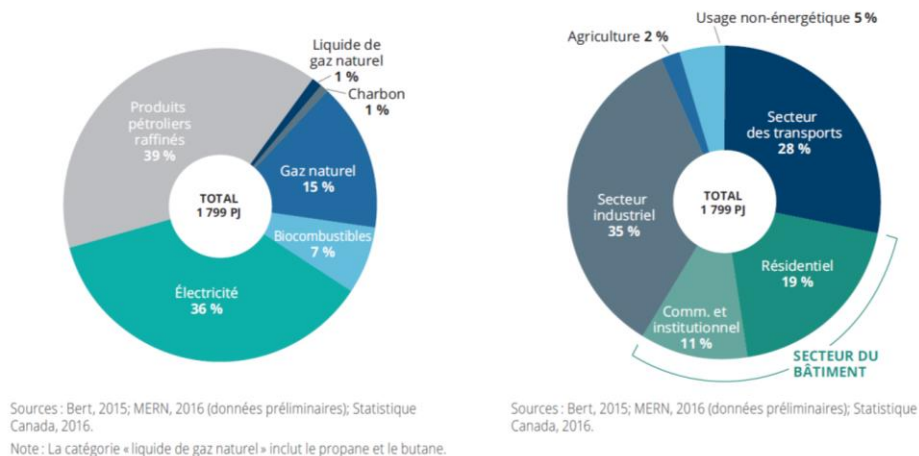


Figure 2-6 : Profil de la consommation énergétique du Québec (gauche) et consommation d'énergie par secteur d'activité (droite) en 2014. « État de l'énergie au Québec » par Whitmore, J. et Pineau, P.-O., 2016, p.23. ©Chaire de gestion du secteur de l'énergie, HEC Montréal.

Reproduit avec permission

La consommation énergétique du secteur industriel est partagée selon diverses activités qui utilisent de l'énergie fossile en proportions plus ou moins grandes (Figure 5-4, Annexe A). Par exemple, les alumineries sont les industries les plus énergivores, mais plus de 80 % de leur consommation énergétique est électrique, tandis que les cimenteries, moins énergivores, utilisent à plus de 50 % du charbon pour alimenter leurs fours. Une étude de cas pour chaque entreprise est donc nécessaire afin de valider si les installations présentes permettent de substituer une partie de l'énergie fossile consommée par des CDD.

Le Tableau 2-1 présente des pistes de substitutions identifiées dans les différents secteurs d'activités. Ces pistes ont été identifiées à la suite de discussions avec plusieurs représentants d'entreprises et des partenaires municipaux. À noter que l'industrie des pâtes et papiers n'est pas considérée comme un marché cible dans le cadre de cette étude, puisque beaucoup d'efforts y sont présentement investis pour le développement de filières de valorisation de biomasse forestière.

Tableau 2-1 : Pistes de substitutions d'énergies fossiles ou de substitutions matérielles par la valorisation de CDD par secteur d'activités au Québec

Secteur	Activité/produit à substituer	Voie de valorisation	Produit de substitution	Exemples de débouchés potentiels
Résidentiel	Chauffage des bâtiments *Activité la plus énergivore	Co-combustion dans des réseaux de chauffage urbains	Chaleur	Centrale thermique de la CCUM (Montréal)
Commercial et institutionnel				
Transport	Carburants fossiles : essence, diesel *représentent 98 % des carburants consommés pour le transport versus 2 % éthanol/électricité	Gazéification et conversion catalytique	Éthanol ou diesel	Enerkem/Greenfield Ethanol (Varennnes)
		Pyrolyse et conversion catalytique	Diésel	Pyrowave (Valleyfield)
Industriel	Cimenteries	Co-combustion	Chaleur	CRH Canada (Joliette)
	Synthèse chimique	Gazéification et conversion catalytique	Méthanol et éthanol	Enerkem (Westbury, Varennnes)
	Synthèse de plastiques	Pyrolyse	Polymère vierge	Pyrowave (Valleyfield)

2.2 Traitement mécanique

Cette section présente les différentes opérations qui peuvent être impliquées dans une chaîne de production d'un CDD à partir d'un courant hétérogène de matières résiduelles. La chaîne de production peut comprendre des étapes de traitement mécanique de même que du tri manuel effectué par des opérateurs.

Il est à noter qu'un procédé de production de CDD peut aussi comprendre des étapes de traitement biologiques comme le bioséchage (on parle alors de traitement mécano-biologique) ou encore du séchage mécanique. Ces opérations unitaires n'ont pas été prises en compte dans l'étude. Il a été en effet démontré que de tels procédés s'avèrent inutiles pour traiter un gisement comme les rejets de centre de tri, en raison de la faible teneur en eau et du faible taux d'assimilation en oxygène (faible activité biologique) (Bernard et al., 2009).

2.2.1 Description des opérations

Les opérations unitaires utilisées pour la production d'un CDD sont les suivantes : la réduction de taille, la séparation des matières et la compaction. Les équipements de traitement mécanique peuvent être regroupés selon leur fonction et la principale propriété des matières résiduelles sur laquelle ils agissent (Tableau 2-2). Ce sont les équipements les plus susceptibles de se retrouver sur une chaîne de production de CDD pour traiter des matières dont la teneur en eau est faible et le pouvoir calorifique est élevé.

Ces équipements ne constituent qu'une fraction des équipements existants en traitement de matières résiduelles. La description des autres types d'équipements utilisés à des fins différentes peut être consultée dans divers ouvrages (Christensen, 2011a; Diaz, Savage, & Golueke, 1982; Velis, Longhurst, Drew, Smith, & Pollard, 2010; Vesilind & Rimmer, 1981).

Tableau 2-2 : Synthèse des opérations de traitement mécanique pouvant se retrouver dans un procédé de production de CDD

Propriétés principales ciblées	Exemple d'équipement
Réduction de taille	
Granulométrie	▪ Broyeur
Séparation	
Granulométrie	▪ Crible rotatif ▪ Crible à disques ▪ Tamis vibrant
Masse volumique, forme et taille	▪ Classificateur à air ▪ Séparateur balistique
Électromagnétisme	▪ Séparateur magnétique ▪ Séparateur par courant de Foucault
Optique	▪ Trieur optique proche-infrarouge
Compaction	
Masse volumique	▪ Presse à granules et à briquettes

Toute opération de traitement a pour objectif de modifier certaines propriétés de la matière traitée. Une opération de séparation, en plus d'influencer ces propriétés, affectera la composition du courant. L'efficacité de traitement est modulée par des paramètres spécifiques à l'équipement, mais aussi par certaines propriétés de la matière entrante (Figure 2-7).

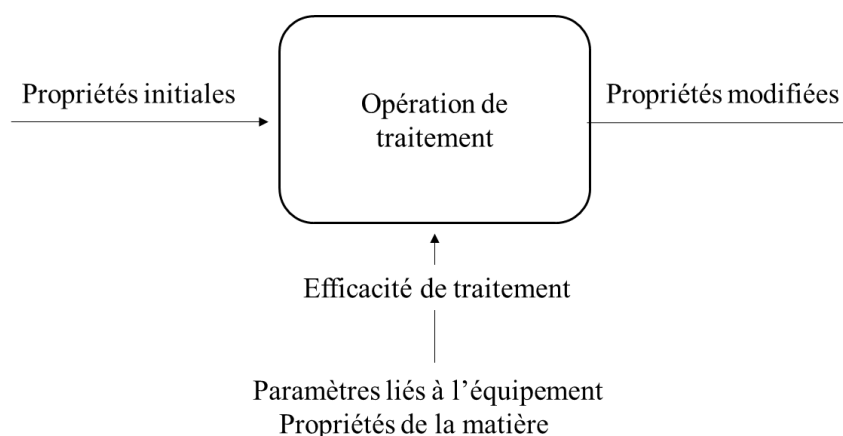


Figure 2-7 : Principe de fonctionnement général d'une opération de traitement. ©C. Girard, 2017

2.2.1.1 Équipements de réduction de taille

La réduction de taille des matières résiduelles peut être désignée par plusieurs termes tels que « broyage », « déchiquetage », « concassage » ou encore en anglais « *shredding* », « *milling* », « *comminution* » et « *grinding* » (Diaz et al., 1982). Dans le présent ouvrage, le terme « broyage » est utilisé pour désigner toute opération de réduction de taille.

Parmi les principaux équipements utilisés pour réaliser ce type d'opération, on retrouve le broyeur à marteaux (*hammermill*), la cisaille rotative (*rotary shear*), le concasseur à percussion (*impact crusher*), le déchiqueteur (*shredder*), le broyeur à boulets (*cascade mill*), le concasseur à mâchoires (*jaw crusher*) et le *flail mill*. Bien que ces équipements aient des modes d'opération différents, leur fonction n'en demeure pas moins la même : modifier la granulométrie des matières entrantes. Les broyeurs primaires, situés en début de ligne, ont pour objectif d'uniformiser la taille des particules et d'homogénéiser la matière pour les besoins des opérations subséquentes. Les broyeurs secondaires situés en fin de ligne servent à compacter la matière pour faciliter son entreposage ou à la conditionner avant sa mise en marché (Trezek, 1977).

Broyeur à marteaux

Parmi tous les équipements énumérés précédemment, l'équipement le plus documenté dans la littérature est le broyeur à marteaux dont l'utilisation demeure encore aujourd'hui très répandue. C'est un équipement polyvalent adapté à de nombreux types de matières, allant de matières à faible densité telles que papiers ou plastiques, à des matériaux plus denses tels que métaux, voitures ou déchets de construction, rénovation et démolition (CRD) (Christensen, 2011a; Velis et al., 2010).

Principe de fonctionnement

Le broyeur à marteaux est un type de concasseur à impact qui consiste en un rotor central auquel sont fixés des marteaux. Les déchets sont alimentés par convoyeur ou en chute libre et la matière est ensuite percutée par les marteaux mis en rotation (Figure 2-8). Une grille située dans la partie inférieure permet de contrôler le temps de résidences des particules et leur distribution de taille finale. Deux types de configurations de broyeur sont possibles : l'arbre peut être orienté de façon verticale ou horizontale. Les marteaux peuvent être fixes ou avoir une liberté de mouvement sur un axe perpendiculaire au rotor (arc de 180 degrés) (Christensen, 2011a; Diaz et al., 1982; Shiflett & Trezek, 1979).

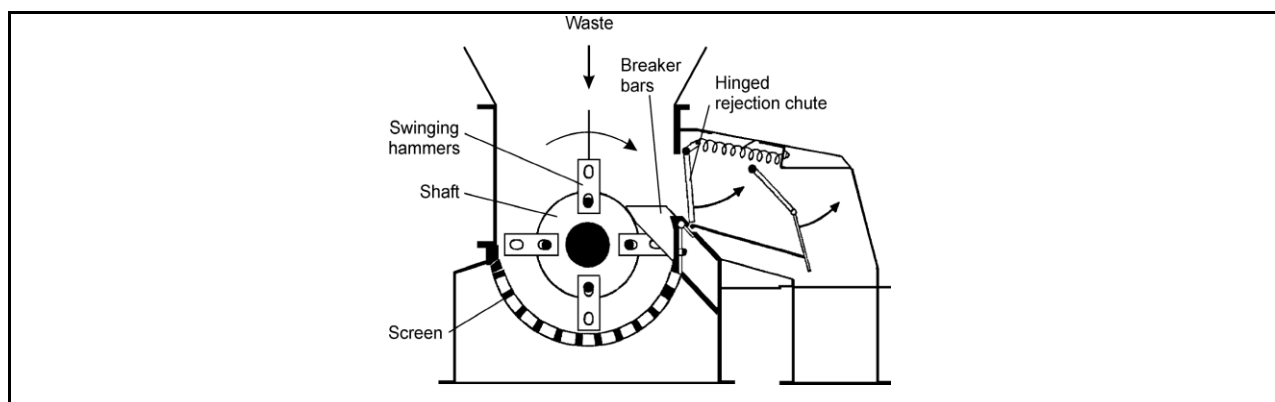


Figure 2-8 : Exemple d'un broyeur à marteaux de type horizontal. « Solid Waste Technology and Management », 2011, p.324. ©John Wiley, 2011. Reproduit avec permission

Les paramètres sont (Shiflett & Trezek, 1979; Trezek & Savage, 1980) :

- Propriétés modifiées : granulométrie, masse volumique et teneur en eau.
- Propriétés de la matière qui influencent l'efficacité : nature des matières (propriétés mécaniques), taille, forme et teneur en eau.
- Paramètres qui influencent l'efficacité : espacement de la grille inférieure, débit d'alimentation et vitesse de rotation.

Le broyeur a pour effet principal de modifier la granulométrie de la matière (Figure 2-9). L'équipement a également pour effet de densifier les matières résiduelles et de réduire considérablement la teneur en eau.

Le temps de résidence est le principal paramètre qui dicte la taille des produits (Figure 2-10). Le temps de résidence est fonction du débit d'alimentation, de la taille des ouvertures des grilles et de la configuration du broyeur (Shiflett & Trezek, 1979; Trezek, 1977).

Dans un broyeur, les matières sont soumises à plusieurs forces : forces de tension, compression et de cisaillement. La réduction de taille dépend donc de la contrainte appliquée sur la matière et de la réponse du matériau à cette contrainte. Tel qu'illustré sur la Figure 2-9, les matières de différentes natures ne subissent pas toutes le même degré de réduction et ce, en raison des propriétés mécaniques qui diffèrent.

La forme et la taille des particules ont également un impact sur la réduction de taille. Il a été observé expérimentalement que les particules deviennent plus résistantes à la rupture à mesure qu'elles sont plus petites et il a également été observé que les particules de formes irrégulières ont tendance à se casser davantage que celles de formes régulières (Vesilind, Worrell, & Reinhart, 2002).

Il a été observé expérimentalement qu'une haute teneur en eau favorise la réduction de taille des ordures ménagères, en raison notamment du développement de forces de cisaillement plus importantes. La teneur en eau affecte particulièrement les matières fibreuses en diminuant considérablement leur résistance à la rupture (Diaz et al., 1982; von Blottnitz, Pehlken, & Pretz, 2002).

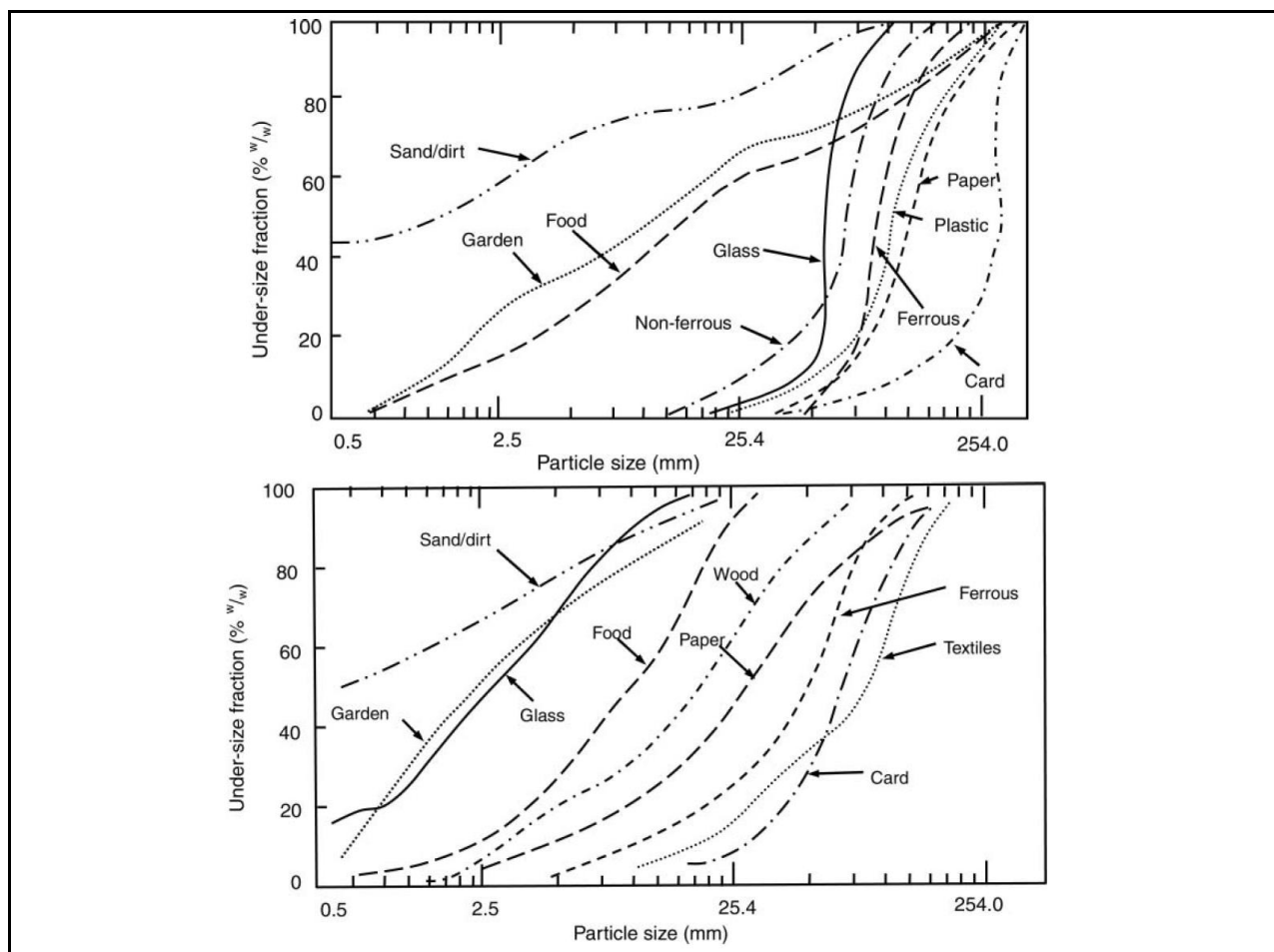


Figure 2-9 : Effet d'un broyeur à marteaux sur la distribution granulométrique de certaines fractions d'ordures ménagères. Haut : distributions à l'état brut. Bas : distributions après un broyage primaire. « Production and Quality Assurance of Solid Recovered Fuels Using Mechanical—Biological Treatment (MBT) of Waste », par C.A.Velis et al., Environmental Science and Technology, 40(12), 2010, p.994. ©Taylor & Francis Group, 2010. Reproduit avec permission

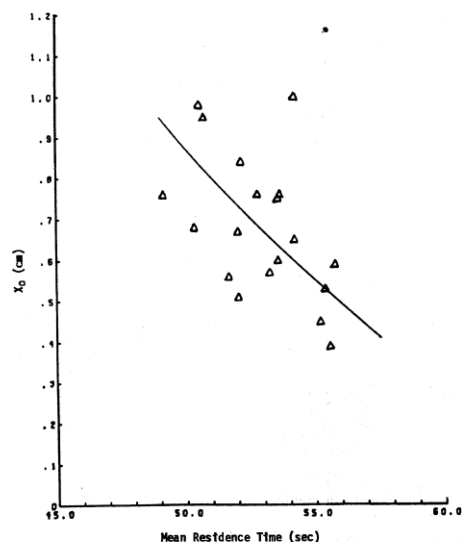


Figure 2-10 : Effet du temps de résidence sur la taille caractéristique³ d'ordures ménagères réduites par un broyeur à marteaux (taille de grille de 2,5 cm). « Significance of Size Reduction in Solid Waste Management » par G. Trezek et G. Savage, 1980, p.85. ©EPA, 1980. Reproduit avec permission

2.2.1.2 Équipements de séparation

Crible rotatif

Le crible rotatif (*trommel screen*, *drum screen*, *drum sieve*) est l'équipement le plus utilisé pour la séparation granulométrique primaire, suivi du tamis vibrateur et du crible à disques (Barton, Poll, Webb, & Whalley, 1985; Velis et al., 2010).

Principe de fonctionnement

Il s'agit d'un écran cylindrique légèrement incliné, mis en rotation à faible vitesse pour permettre la séparation de deux fractions granulométriques ou plus (Figure 2-11). Le crible peut être muni de chicanes (*lifters*) qui aident à l'agitation et à séparer les différentes matières. Leur ajout peut cependant présenter un risque accru d'endommagement en présence de matériaux encombrants.

³ Défini comme étant le diamètre à partir duquel 63,2 % des particules sont de taille inférieure (Trezek & Savage, 1980).

Un des principaux avantages de cet équipement par rapport aux autres séparateurs granulométriques est sa bonne résistance au colmatage. Le colmatage est le phénomène d'accumulation des particules fines, fibreuses et humides dans les ouvertures du tamis, qui bloque les ouvertures et empêche une séparation efficace (Christensen, 2011c; Vesilind et al., 2002).

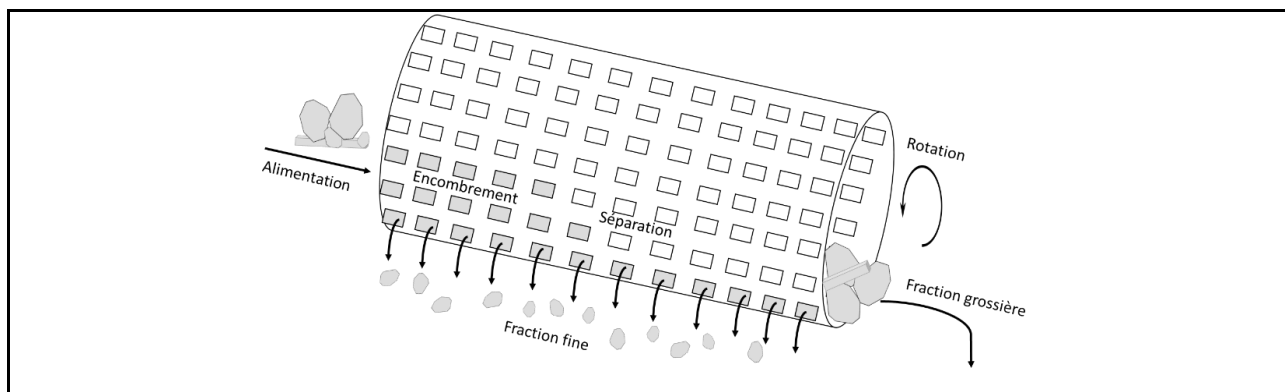


Figure 2-11 : Exemple d'un crible rotatif. ©C. Girard, 2017

Trois régimes de chute sont observés au sein d'un crible rotatif, selon la vitesse de rotation et le volume occupé par les solides (Figure 2-12). Il a été observé expérimentalement (Figure 2-13) qu'une trop faible vitesse ne favorise pas la migration des particules situées sur les couches supérieures à travers les couches inférieures et qu'une trop forte vitesse force les particules à demeurer sur les parois du tamis (Chen, Hsiau, Lee, Chyou, & Hsu, 2010). La meilleure turbulence est obtenue à une vitesse intermédiaire, lorsque le régime *cataracting* est atteint. La turbulence favorise la séparation des matières agglomérées ensemble et assure la séparation des matières contenues l'une dans d'autres (Diaz et al., 1982; Vesilind & Rimmer, 1981). La particule en régime *cataracting* suit trois phases de mouvement : elle s'élève d'abord le long du tamis, puis, à un certain angle, elle se détache, et finalement elle retombe à nouveau sur le tamis.

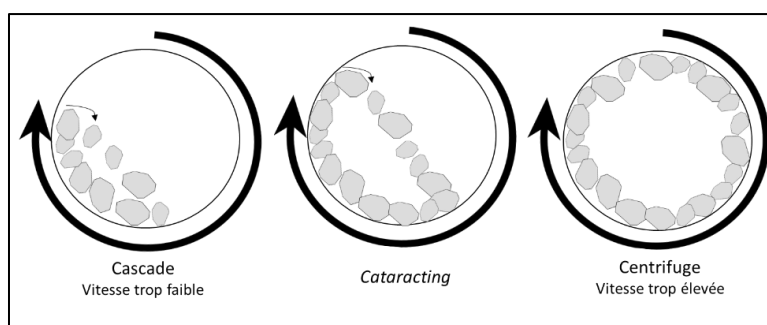


Figure 2-12 : Régimes de chute au sein d'un crible rotatif. ©C. Girard, 2017

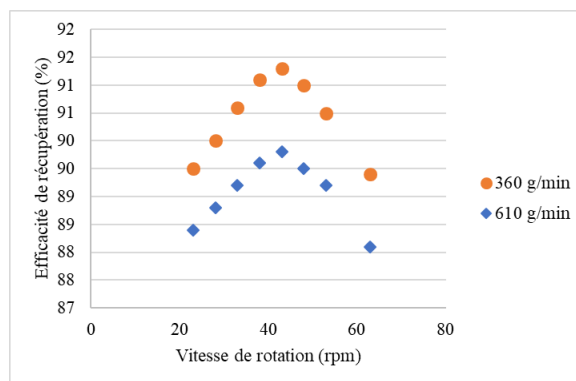


Figure 2-13 : Effet de la vitesse de rotation sur le tamisage de sable de silice à deux débits d'alimentation différents. Données tirées de (Chen et al., 2010)

Les paramètres sont (Chen et al., 2010; Velis et al., 2010; Vesilind et al., 2002) :

- Propriété modifiée : granulométrie.
- Propriétés qui influencent l'efficacité : granulométrie et teneur en eau.
- Paramètres qui influencent l'efficacité : encombrement, temps de rétention des particules et la surface de tamisage disponible.

Le temps de rétention dépend des dimensions du crible (longueur, diamètre), de sa vitesse de rotation ainsi que de son angle d'inclinaison. Par exemple, comme le montre la Figure 2-14, si on augmente l'angle d'inclinaison, le temps de résidence diminue, de même que l'efficacité de récupération.

La surface de tamisage disponible varie quant à elle en fonction des dimensions, mais aussi du nombre, de la taille et de la forme des ouvertures, de même que de l'espace entre les ouvertures. Le colmatage des mailles par des particules humides 2D (fibres, films de plastiques) joue également sur la surface de tamisage disponible.

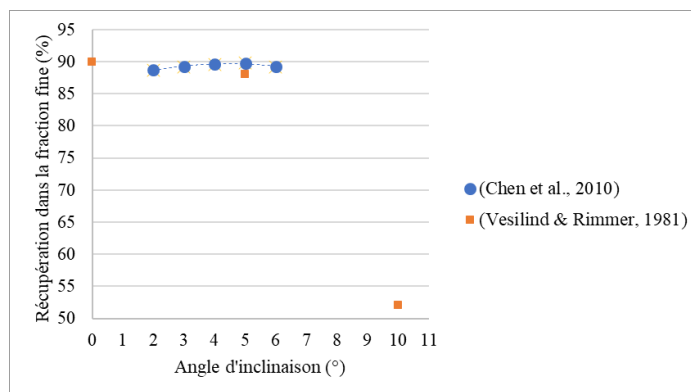


Figure 2-14 : Efficacité de récupération dans la fraction fine en fonction de l'angle d'inclinaison.

L'angle limite déterminé dans les deux études est environ 5°. Adapté de (Chen et al., 2010; Vesilind et al., 2002)

Le crible rotatif a notamment pour fonction de retirer les inerts, généralement de granulométrie plus fine, afin d'augmenter le pouvoir calorifique d'un courant de matières résiduelles (Figure 2-15). La granulométrie entrante de la matière de même que la taille des ouvertures influencent le taux de récupération, et par conséquent, la composition des flux et leurs propriétés.

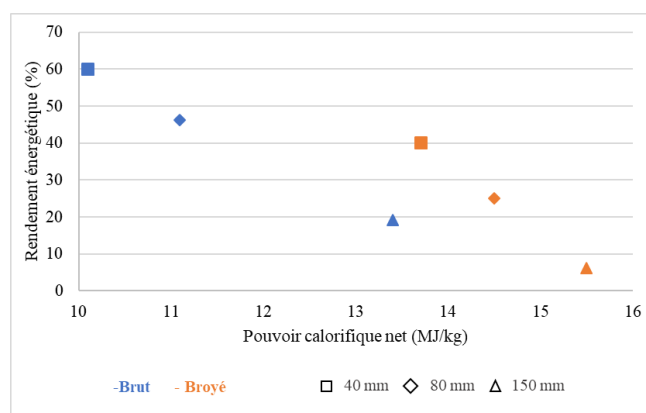


Figure 2-15 : Effet de la granulométrie des matières résiduelles (broyé par broyeur à marteau ou non) et du choix de taille de maille (40, 80 et 150 mm) sur le contenu énergétique de la fraction grossière⁴. Données tirées de (Velis et al., 2010)

⁴ Le rendement énergétique correspond au ratio du contenu énergétique dans la fraction non tamisée (fraction grossière) sur le contenu énergétique de l'alimentation. Le contenu énergétique se calcule en multipliant le PCI par le débit massique.

Tamis vibrant

Principe de fonctionnement

Le tamis vibrant (*oscillating screen, vibrating screen*) consiste en un tamis flexible de plastique ou de caoutchouc qui est mis en oscillation sur le plan vertical grâce à des bras mécaniques (Figure 2-16). L'oscillation du tamis limite le phénomène de blocage des mailles (colmatage), qui peut nuire à l'efficacité globale du procédé.

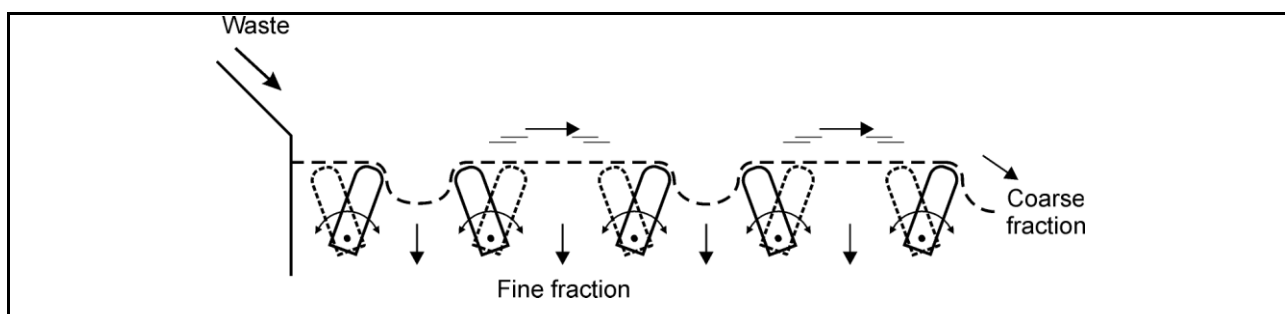


Figure 2-16 : Exemple de tamis vibrant. « Solid Waste Technology and Management », 2011, p.330. ©John Wiley,2011. Reproduit avec permission

Les paramètres sont (Christensen, 2011a) :

- Propriétés modifiées : granulométrie.
- Propriétés qui influencent l'efficacité : granulométrie et teneur en eau.
- Paramètres qui influencent l'efficacité : encombrement, taille et forme des ouvertures, angle d'inclinaison, fréquence d'oscillation et amplitude d'oscillation.

Crible à disque

Principe de fonctionnement

Le crible à disque (*disc screen*) est un assemblage de disques à six faces montés parallèlement sur des axes (rotors) positionnés de façon à fournir des espaces réguliers entre les disques et les axes. Ces espaces interstitiels, ajustés à l'aide de bagues d'entretoise (*spacer collars*), déterminent la taille des ouvertures du tamis (Figure 2-17). La mise en rotation des disques offre comme deuxième fonction de réduire partiellement la taille des déchets par broyage.

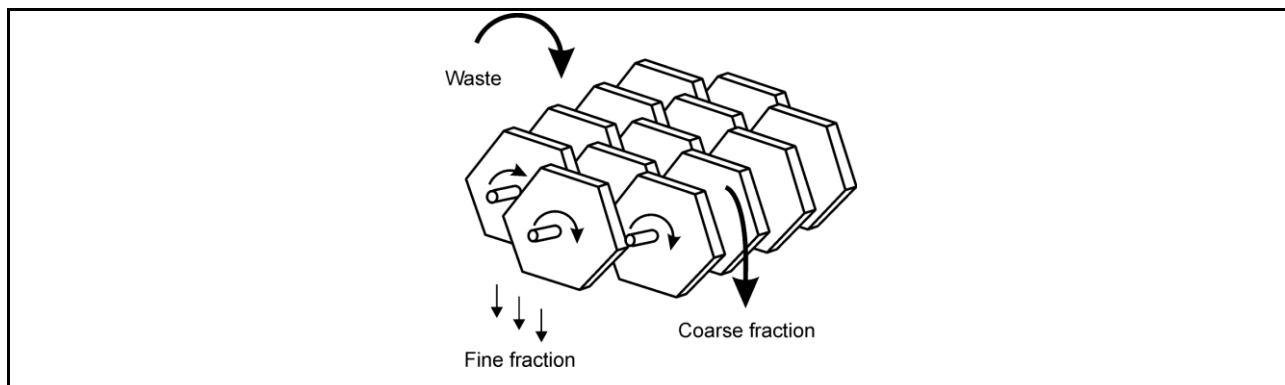


Figure 2-17 : Exemple de crible à disques. « Solid Waste Technology and Management », 2011, p.332. ©John Wiley,2011. Reproduit avec permission

Les paramètres sont (Janzé, 2014) :

- Propriété modifiée : granulométrie.
- Propriétés qui influencent l'efficacité : granulométrie et teneur en eau.
- Paramètres qui influencent l'efficacité : encombrement, diamètre des disques, distance interstitielle entre les disques et vitesse de rotation des disques.

Séparateur balistique

Principe de fonctionnement

Le séparateur balistique consiste en une plate-forme perforée et inclinée, souvent alimentée à l'aide d'une trémie. La plate-forme est divisée en plaques vibrantes (Figure 2-18). La séparation est basée sur plusieurs propriétés de la matière, soit la taille, la densité et la rigidité. Trois fractions en résultent : lourde, légère et fine. Tel que présenté sur le schéma de la Figure 2-18, les particules fines passent au travers des ouvertures de la plaque, tandis que les particules grossières sont dirigées vers le haut ou le bas selon leur forme et leur densité. Les particules lourdes sont entraînées vers le bas de la plate-forme, tandis que la vibration de la plate-forme entraîne les particules légères (papier, carton, pellicules plastiques, etc.) vers le haut.

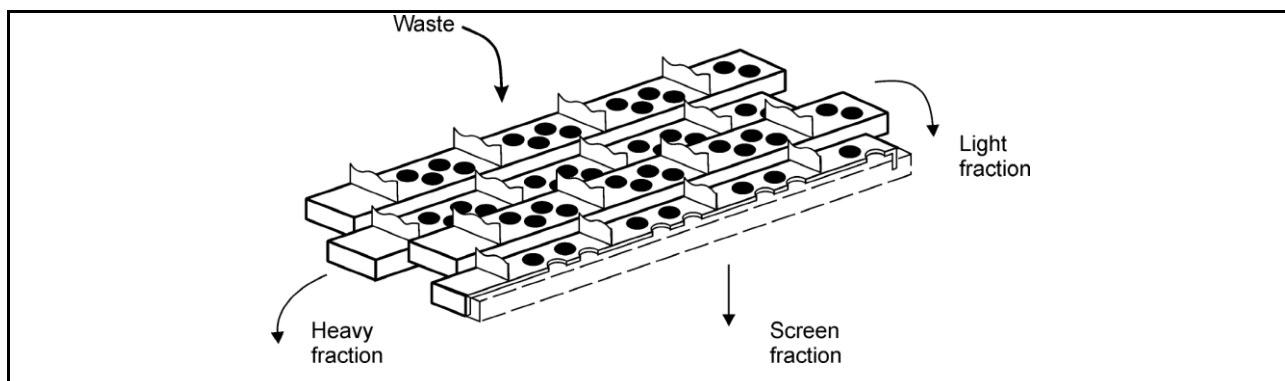


Figure 2-18 : Exemple de séparateur balistique. « Solid Waste Technology and Management », 2011, p.338. ©John Wiley, 2011. Reproduit avec permission

Les paramètres sont (Christensen, 2011a) :

- Propriétés modifiées : granulométrie, masse volumique et forme.
- Propriétés qui influencent l'efficacité : : granulométrie et teneur en eau.
- Paramètres qui influencent l'efficacité : taille des ouvertures de la plaque, angle d'inclinaison de la plate-forme (régule la répartition de la matière dans les fractions lourde et légère) et encombrement.

Classificateur à air

Principe de fonctionnement

La classification à air est une méthode de séparation qui se base sur la taille et forme des particules, la masse volumique et le comportement aérodynamique. Un classificateur est une colonne dans laquelle sont injectés un courant d'air et un débit de matières résiduelles (Figure 2-19, droite). Chaque particule, lorsque mise dans ce courant d'air, subit deux forces dominantes : la force gravitationnelle (F_g) et la force de résistance (F_D) (la poussée d'Archimède est supposée négligeable) (Figure 2-19, gauche). La vitesse de l'air pour laquelle ces deux forces sont égales se nomme vitesse terminale (v_t). À la vitesse terminale, la particule est en équilibre et flotte dans la colonne. Si la vitesse de l'air est supérieure à la vitesse terminale, alors la particule est entraînée et entre dans la composition de la fraction légère (papiers, cartons, pellicules plastiques, matière

organique sèche, etc.). Dans le cas contraire, la particule tombe et entre dans la fraction lourde (matière organique humide, roches, verre, etc.).

Il existe aujourd'hui une grande variété de configurations de classificateurs utilisées en traitement des matières résiduelle. Ces configurations varient par leur orientation (verticale, horizontale, inclinée), par leur géométrie interne (présence de chicanes, configuration en zig zag, etc.), par leurs différents mécanismes pour alimenter les matières résiduelles et les retirer (convoyeurs, trémie, valves rotatives, etc.) ainsi que pour leurs mécanismes pour alimenter l'air (Christensen, 2011a; Velis et al., 2010).

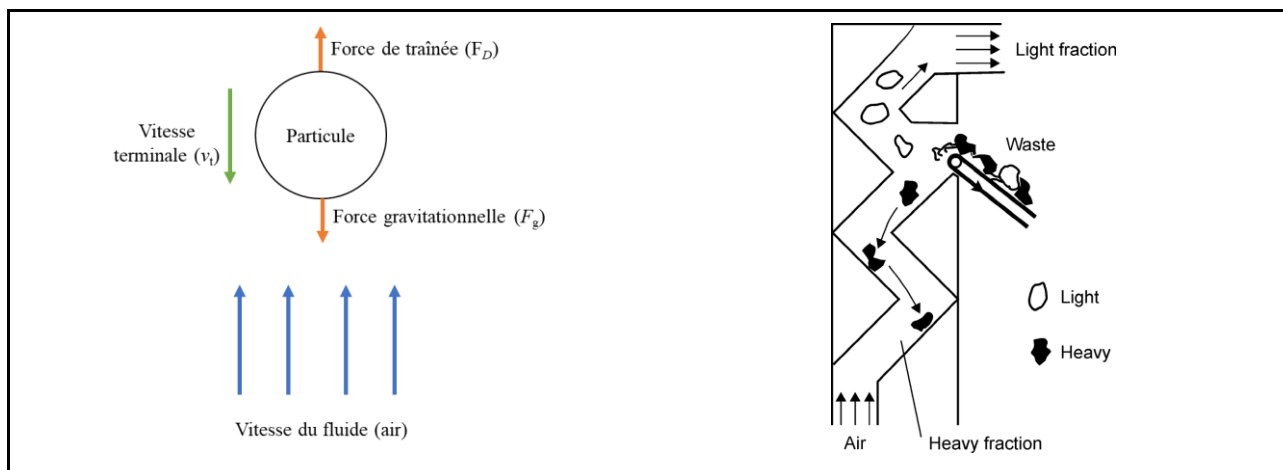


Figure 2-19 : À gauche : Forces agissant sur une particule dans un fluide en écoulement à l'équilibre. ©C, Girard, 2017 / À droite : Exemple de classificateur à air de type Zig Zag. « Solid Waste Technology and Management », 2011, p. 333. ©John Wiley, 2011. Reproduit avec permission

Les paramètres sont (Christensen, 2011a; Velis et al., 2010; Vesilind et al., 2002) :

- Propriétés modifiées : granulométrie, masse volumique et forme.
- Propriétés qui influencent l'efficacité : granulométrie, masse volumique et forme.
- Paramètres qui influencent l'efficacité : vitesse de l'air et ratio air/solide.

La performance d'un classificateur à air est caractérisée selon le degré de séparation entre les fractions légère et lourde, appelé communément *split*. Le *split* (ou répartition) correspond généralement à la proportion de la fraction légère ou de la fraction lourde par rapport à l'alimentation, mais parfois il peut s'agir du ratio de la fraction légère sur la fraction lourde (Diaz et al., 1982). L'augmentation de la vitesse de l'air se traduit par une hausse du nombre de particules

ayant une vitesse terminale inférieure à celle de l'air, ce qui permet d'augmenter la répartition dans la fraction légère (Figure 2-20). La hausse du débit d'air peut également entraîner une baisse dans la qualité de la fraction légère en terme de pouvoir calorifique (Savage, Diaz, & Trezek, 1980). La séparation diffère d'une matière à l'autre en raison de la variabilité de la masse volumique, de la forme et de la taille des particules, ce qui affecte le comportement aérodynamique.

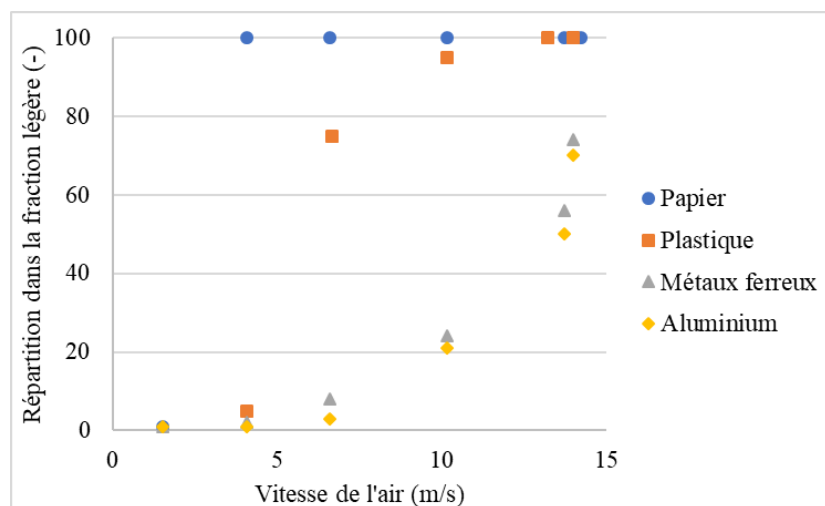


Figure 2-20 : Impact de la vitesse de l'air injecté sur la récupération dans la fraction légère de différents matériaux. Données tirées de (Vesilind & Rimmer, 1981)

Le ratio air/solide est un paramètre fondamental pour contrôler la performance d'un classificateur et correspond au ratio entre le débit d'air et le débit de matières résiduelles alimentés. Des études expérimentales ont démontré que le taux de récupération de la fraction légère augmente avec le ratio (conditions d'engorgement) jusqu'à l'atteinte d'un plateau (conditions stables). Le ratio air/solide critique correspond au point de transition entre le régime d'engorgement et le régime stable. Les résultats expérimentaux ont permis de démontrer que ce ratio critique dépend non seulement de la nature du matériau, mais aussi du débit d'air (Figure 2-21).

Il convient donc d'opérer à un ratio supérieur à la valeur critique pour maximiser la récupération dans la fraction légère et stabiliser le *split* (Savage et al., 1980; Vesilind & Rimmer, 1981).

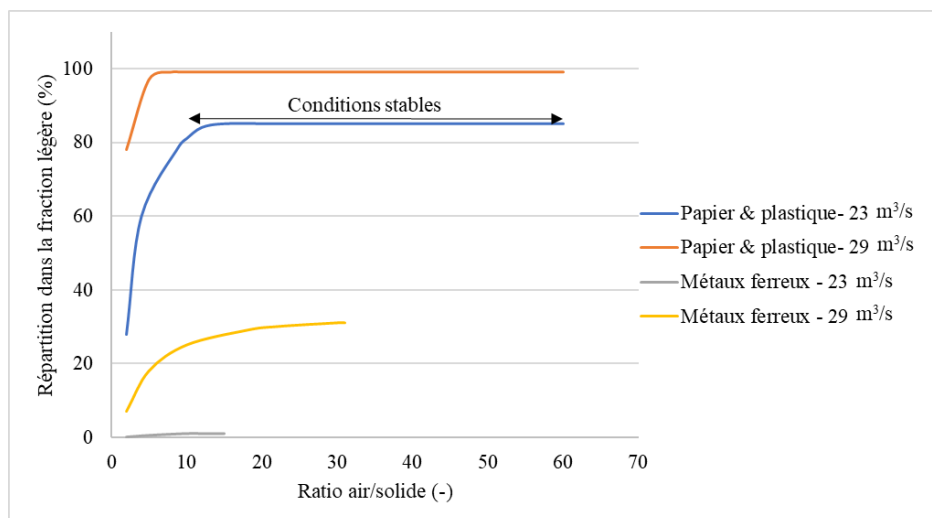


Figure 2-21 : Influence du ratio air/solide sur la récupération des papiers/plastiques et métaux ferreux dans la fraction légère d'un classificateur à air pour différents débits d'air. Données tirées de (Savage et al., 1980)

Séparateur magnétique

Le séparateur magnétique (*magnetic separator*) est basé sur l'exploitation des propriétés magnétiques des métaux ferreux. En gestion des matières résiduelles, les métaux magnétiques sont communément appelés métaux ferreux.

Principe de fonctionnement

Un aimant placé près d'un convoyeur attire les matériaux ferreux et les dévie ainsi du courant de déchets (Figure 2-22). Il existe diverses configurations possibles, telles que le séparateur à tambour, le séparateur à courroie d'entraînement et le séparateur de type suspendu (Vesilind & Rimmer, 1981).

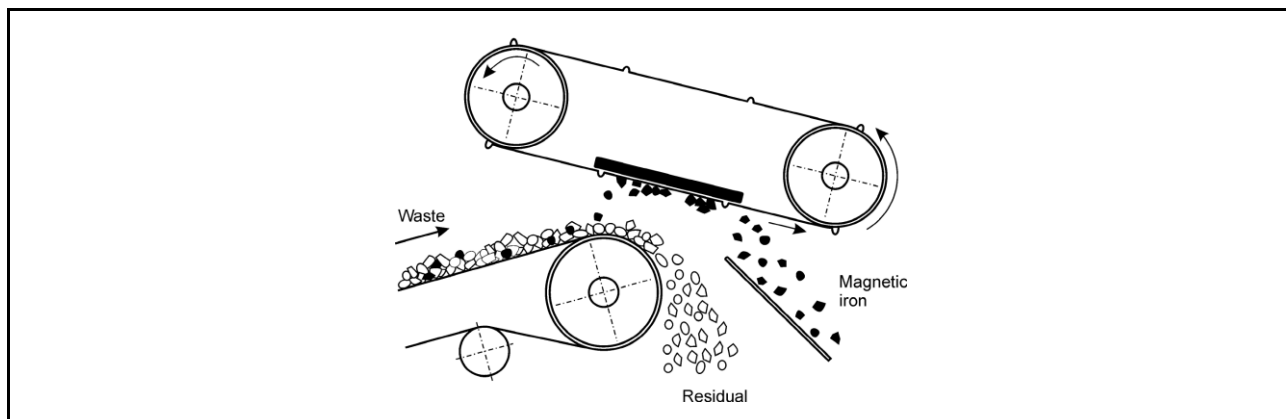


Figure 2-22 : Exemple de séparateur magnétique de type suspendu. « Solid Waste Technology and Management », 2011, p.229. ©John Wiley, 2011. Reproduit avec permission

Les paramètres sont (Savage, Glaub, & Diaz, 1984; Vesilind et al., 2002) :

- Propriété modifiée : granulométrie.
- Propriétés qui influencent l'efficacité : susceptibilité magnétique, granulométrie et masse volumique
- Paramètres qui influencent l'efficacité : temps de résidence, encombrement, distance entre l'aimant et le convoyeur, intensité du flux magnétique, concentration de métaux

La force par laquelle l'aimant attire un objet ferromagnétique dépend de la susceptibilité magnétique du matériau, de l'intensité du champ magnétique et de la distance entre l'aimant et l'objet (Vesilind & Rimmer, 1981). Il a été observé que plus l'aimant est proche du courant, plus le taux de récupération est élevé (Figure 2-23). Il a également été observé expérimentalement que la concentration initiale de métaux ferreux dans le courant a un impact sur le degré de pureté du flux des métaux séparés (Figure 2-24). La taille des particules magnétiques influence également la récupération : une particule de plus grand volume nécessite un indice de force moins grand pour être attirée par l'aimant (Savage et al., 1984).

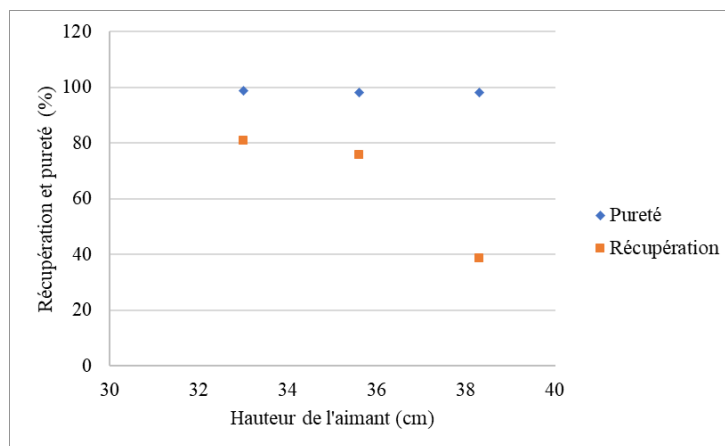


Figure 2-23 : Impact de la hauteur de l'aimant sur le taux de récupération des métaux ferreux et le taux de contamination pour un séparateur magnétique. Données tirées de (Simister & Bendersky, 1980)

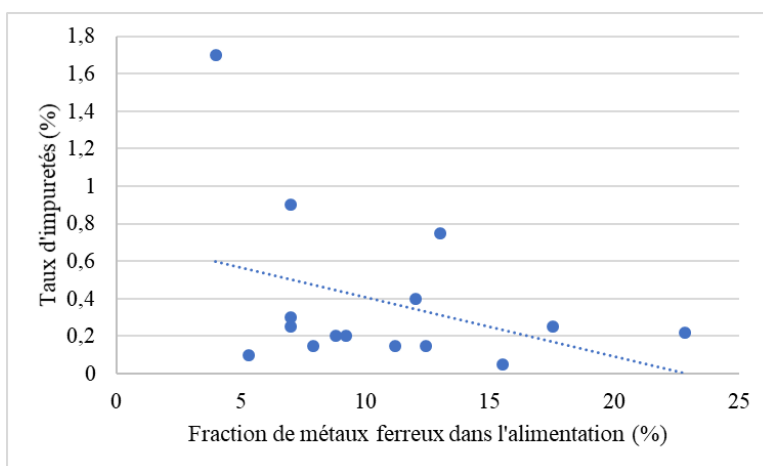


Figure 2-24 : Effet de la concentration initiale de métaux ferreux sur la pureté du produit séparé. Données tirées de (Simister & Bendersky, 1980)

Séparateur par courant de Foucault

Principe de fonctionnement

Le séparateur par courant de Foucault (*Eddy current separator*) permet de séparer les métaux non-magnétiques, tels que l'aluminium et le cuivre, grâce à l'application d'un champ électromagnétique. Selon la loi de Faraday, lorsqu'un objet conducteur est exposé à un champ magnétique, le voltage induit dans l'objet produit un courant appelé « courant de Foucault » (Vesilind & Rimmer, 1981). Les forces électrostatiques générées dans les matériaux conducteurs

les poussent dans une direction perpendiculaire à celle du courant de déchets, tandis que les éléments non conducteurs demeurent inaffectés (Figure 2-25).

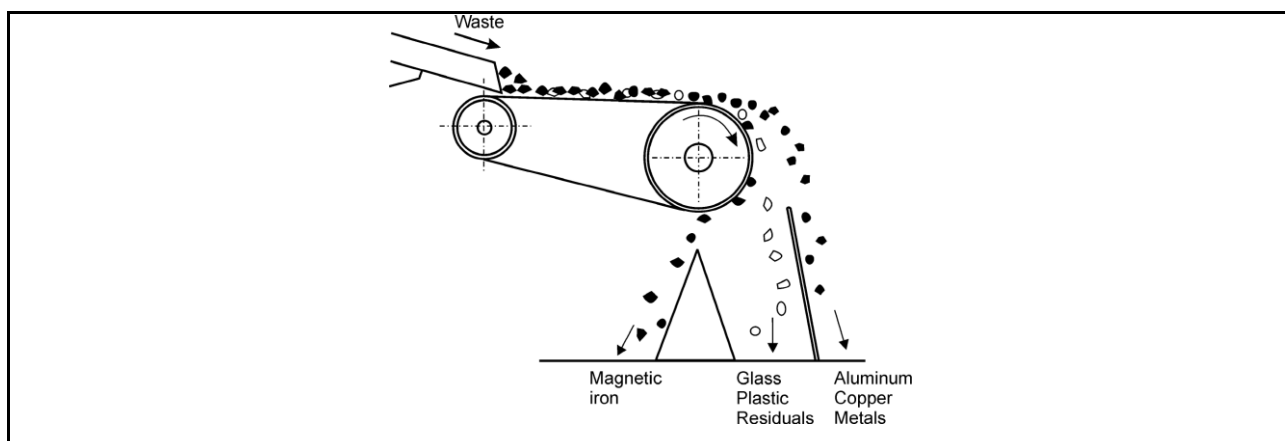


Figure 2-25 : Exemple de séparateur par courant de Foucault. « Solid Waste Technology and Management » ©John Wiley, 2011. Reproduit avec permission

Il est à noter qu'il existe plusieurs configurations possibles, telles que la séparateur vertical, la table inclinée, la configuration transversale, etc. (Vesilind & Rimmer, 1981).

Les paramètres importants sont (Harvey, 1983; Vesilind & Rimmer, 1981) :

- Propriétés modifiées : potentiellement la granulométrie.
- Propriétés qui influencent l'efficacité : conductivité électrique, susceptibilité magnétique, granulométrie, forme et masse volumique.
- Paramètres qui influencent l'efficacité : encombrement, temps de résidence et force du champ électromagnétique.

L'encombrement des matières sur le convoyeur est le paramètre ayant un impact le plus important sur le taux de récupération des métaux non ferreux, de même que sur la pureté du courant (Figure 2-26). Bien que très peu étudié, il a été observé que le courant généré dans les feuilles d'aluminium est plus faible que celui généré dans des canettes d'aluminium, ce qui se traduit par un taux de récupération inférieur (Harvey, 1983). Cela laisse supposer que plusieurs propriétés propres au matériau peuvent influencer la récupération. Il est également probable que, tout comme pour les particules magnétiques dans le champ d'un aimant, il y ait une sélectivité basée sur la granulométrie et que par conséquent la granulométrie du courant se voie modifiée.

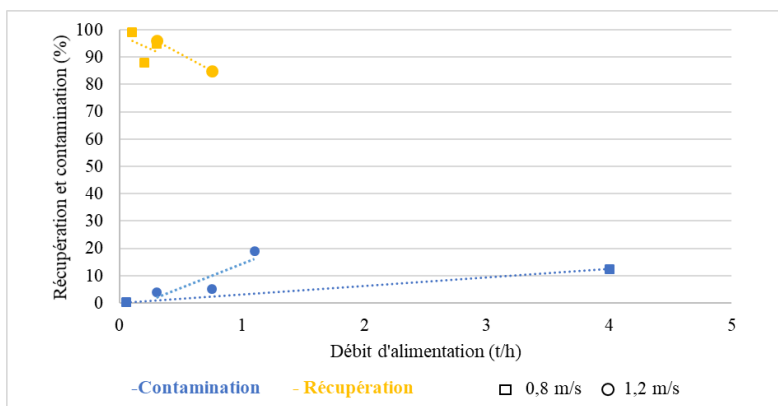


Figure 2-26 : Effet du débit d'alimentation et de la vitesse du convoyeur (0,8 et 1,2 m/s) sur le taux de récupération et la contamination en matières organiques pour un séparateur par courant de Foucault. Données tirées de (Vesilind & Rimmer, 1981)

Tri optique

Principe de fonctionnement

Le tri optique est une technologie plutôt récente comparativement aux autres équipements de séparation. Il existe une grande variété de technologies de tri selon la plage de fréquences du spectre électromagnétique dans laquelle elles opèrent (Figure 2-27) et chaque technologie a un domaine d'applicabilité distinct (Tableau 2-3).

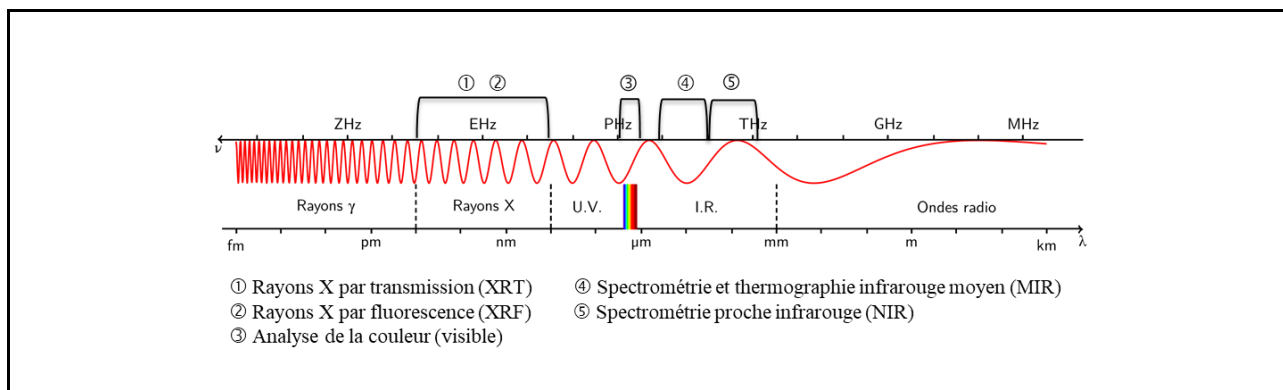




Figure 2-27 : Représentation des plages de fréquences du spectre dans lesquelles opèrent les différentes technologies de tri optique. ©C, Girard, 2017

Tableau 2-3 : Synthèse des technologies de tri optique et spécification de leur domaine d'application (ADEME, 2012)

	Matières identifiables 	Matières non identifiables 
Spectrométrie proche infrarouge (NIR)	Polymères (différents types et emballages) Fibres (papier, carton, journaux, magazines, bois) Matériaux inertes	Métaux Retardateurs de flamme bromés Objets sombres : noir ou gris foncé Liquides
Thermographie Infrarouge Moyen (MIR)	Grammage des fibres (papier versus carton) Papier versus non-papier (retire les contaminants) Polymères Matières organiques versus non-organiques	Matériaux avec surfaces sales ou peintes
Colorimétrie	Verre par couleur Verre versus contaminants (pierre, céramique, vitrocéramique) Polymères par couleur (surtout PET par couleur, peut aussi différencier PET, PE, HDPE, PP, PS, PVC, etc.) Papiers et cartons (carton=brun, journal=gris, feuille=blanche) Métaux et alliages	Non mentionné
Combinaison proche infrarouge + colorimétrie (NIR +VIS)	Polymères (différents types) Fibres versus non-papier (différencie les types de fibres et élimine les contaminants tels que les textiles, les métaux et les plastiques)	Objets sombres
Rayons X par fluorescence (XRF)	Métaux ferreux et non ferreux Alliages (sensible aux différents types d'aciers inoxydables) Matériaux contenant des additifs chlorés ou bromés (ex : PVC noir, retardateurs de flamme) Résidus de déchets électriques et électroniques	Non mentionné
Rayons X par transmission (XRT)	Métaux denses (ex : cuivre) et moins denses (ex : aluminium) Matériaux contenant des additifs chlorés ou bromés (ex : PVC, retardateurs de flamme) Matières organiques versus inertes Verre au plomb versus verre de baryum	Bouteilles remplies d'eau ou écrasées

La spectrométrie proche infrarouge (NIR) est une technologie couramment utilisée dans les installations de production de CDD. C'est une technologie flexible, permettant de trier différentes catégories de matériaux entre elles comme les polymères, les fibres (papier, carton, bois) ou les matériaux inertes, ainsi que trier de façon plus spécifique les types de polymères et les différentes

fibres. Le tri NIR est donc très adapté aux courants de déchets hétérogènes comme les ordures ménagères (ADEME, 2012).

Cependant, pour pouvoir détecter les polymères noirs ou gris foncés ainsi que les bouteilles pleines de liquide, la technologie NIR doit être combinée à une autre technologie de tri optique. Une autre limite de cette technologie est que seule la nature du recouvrement extérieur d'un objet est considérée (analyse de surface), ce qui peut entraîner des erreurs pour des matériaux multicouches (ADEME, 2012).

Les paramètres importants sont (ADEME, 2012) :

- Propriétés modifiées : information non disponible.
- Propriétés qui influencent l'efficacité : granulométrie, composition chimique, couleur et teneur en eau.
- Paramètres qui influencent l'efficacité : encombrement et temps de résidence.

2.2.1.3 Équipements de compaction

Tout comme pour les broyeurs, il existe une grande variété d'équipements de compaction ayant un but commun : réduire la masse volumique apparente et augmenter le contenu énergétique par unité de volume du produit final. Ces équipements se situent en fin de ligne et constituent l'étape finale de conditionnement. La compaction permet en outre de faciliter l'entreposage et le transport du CDD. La presse à brique (*brique press*) et la presse à granules (*pellet press*) sont les deux équipements de moulage par extrusion les plus couramment utilisés pour la compaction des CDD (Christensen, 2011a).

Les paramètres importants sont (Christensen, 2011a; Stelte et al., 2011) :

- Propriétés modifiées : masse volumique et granulométrie.
- Propriétés qui influencent l'efficacité : nature du matériau, teneur en eau et granulométrie.
- Paramètres qui influencent l'efficacité : température et pression exercée.

2.2.1.4 Tri manuel

Le tri manuel consiste en une série d'opérateurs, positionnés de part et d'autre d'un convoyeur transportant un courant hétérogène de matières résiduelles. Leur tâche est d'identifier et de retirer des matières de catégories visées pour les déposer dans des contenants (Figure 2-28).

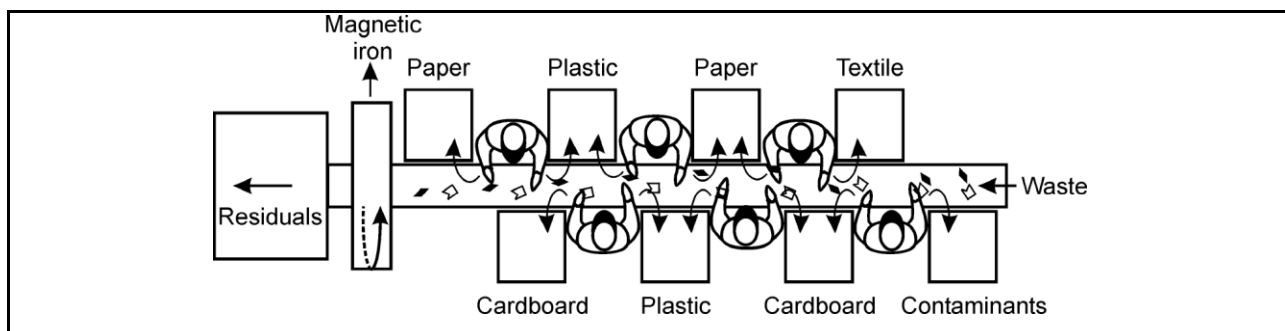


Figure 2-28 : Schéma d'une station de tri manuel. « Solid Waste Technology and Management », 2011, p.344. ©John Wiley, 2011. Reproduit avec permission

Même si aujourd'hui les opérations de traitement des matières résiduelles sont majoritairement automatisées, le tri manuel demeure la méthode la plus fiable pour séparer des produits spécifiques d'un courant de matières résiduelles hétérogènes (Christensen, 2011a).

Il existe deux types de tri manuel : le tri positif et le tri négatif. Le tri manuel positif consiste à retirer les matières désirées du courant mixte. Dans un centre de tri par exemple, il peut y avoir des stations de tri dans lesquelles les trieurs retirent les matières recyclables et les placent par catégorie dans des contenants. Le tri négatif consiste plutôt à enlever les matières non désirables et les placer dans des contenants de rejets.

En comparaison avec le tri mécanique, le tri manuel permet généralement d'obtenir des courants de meilleure qualité et est plus flexible au changement de techniques de tri. Cependant, cette méthode opère sur de faibles débits, donc est moins efficace, et surtout coûteuse en main d'œuvre. La plupart des analyses de coûts d'installations de traitement des matières résiduelles réalisées sur une période à long terme ont démontré que l'automatisation du tri est plus rentable que le tri manuel (Christensen, 2011a; Dubanowitz, 2000; The Dougherty Group LLC, 2006).

De plus, une opération de tri manuel représente un risque pour les travailleurs qui, en étant en contact direct avec les matières résiduelles, sont exposés à divers agents chimiques, toxines,

pathogènes et à des objets tranchants. Cela requiert donc l'implémentation de mesures de sécurité et de procédures d'urgence (Christensen, 2011a).

Il n'existe pas de règles établies qui déterminent à quels endroits spécifiques il faut prioriser le tri mécanique ou le tri manuel. Le pré-tri manuel en amont de la chaîne de traitement est reconnu comme une étape critique pour l'efficacité du système global. Cette étape de tri négatif permet d'enlever les objets encombrants et autres matières non désirables pouvant nuire à l'efficacité des équipements en aval. Aussi, l'inspection des fins de ligne pour le contrôle qualité est une étape qui est considérée importante (The Dougherty Group LLC, 2006).

2.2.2 Conception et optimisation

La conception et l'optimisation de séquences de traitement mécanique nécessite de comprendre quels sont les facteurs qui peuvent influencer la performance du procédé. Les informations relatives à ces facteurs sont présentées dans cette section.

2.2.2.1 Facteurs de conception

Le choix des équipements et l'ordre dans lequel les équipements sont disposés sont deux facteurs importants à considérer lors de la conception d'un procédé de traitement mécanique. Le Tableau 2-4 présente trois lignes de production de CDD différentes situées en Italie qui traitent des ordures ménagères de composition similaire. La première configuration est munie d'un crible rotatif à mailles fines et d'un séparateur balistique, la deuxième est dotée d'un crible rotatif à mailles grossières et la troisième, plus complexe, comprend deux cribles rotatifs à mailles fines et un broyeur supplémentaire. Les trois configurations ne génèrent pas la même quantité de CDD produite ni la même qualité en termes de pouvoir calorifique (Figure 2-29). On remarque que la première séquence produit peu de rejets, mais une plus grande quantité de matières inertes et humides se retrouvent dans le produit final, ce qui affecte le pouvoir calorifique. Les deux cribles rotatifs de la troisième séquence et le broyage intermédiaire permettent d'enlever une grande quantité de matières inertes et humides, ce qui se traduit par un CDD de bonne qualité mais un faible rendement. La deuxième séquence produit beaucoup de rejets, mais le gain en pouvoir calorifique est faible.

Tableau 2-4 : Description de trois lignes distinctes de traitement mécaniques

Nom de ligne	Séquence	Légende
Ligne #1	B-SM-CF-SB	B : broyeur SM : séparateur magnétique CF : crible à mailles fines CG : crible à mailles grossières SB : séparateur balistique
Ligne #2	B-SM-CG-SM	
Ligne #3	B-CF-SM-B-SM-CF	

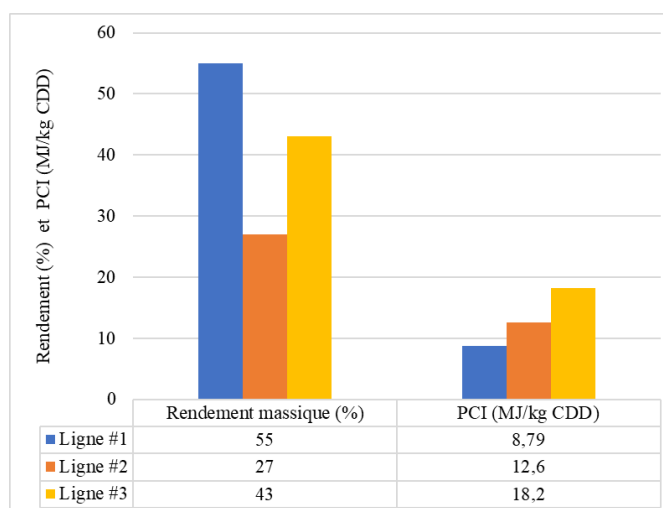


Figure 2-29 : Rendement massique du procédé global et PCI du CDD produit pour trois configurations de traitement différentes. Données tirées de (Caputo & Pelagagge, 2002a)

Le choix de certains paramètres, comme par exemple la taille de maille du crible rotatif, peut avoir un impact sur le procédé. La Figure 2-30 compare deux configurations semblables de séquences dont la seule variation concerne la taille de maille du premier crible rotatif (Tableau 2-5). En augmentant la taille des mailles du crible, on vise à retirer une plus grande fraction d'inertes et de matière humide en début de chaîne et ainsi augmenter le pouvoir calorifique du produit final. Pourtant les résultats montrent que le gain en pouvoir calorifique est minime et la quantité de rejets, plus importante, ce qui laisse supposer que la modification de la granulométrie en début de chaîne a eu un impact sur l'efficacité des équipements subséquents.

Tableau 2-5 : Description de deux lignes dont seul le premier crible rotatif a été modifié

Nom de ligne	Séquence	Légende
Ligne #1	CF-TM-SM-B-CF-B-CF	

Nom de ligne	Séquence	Légende
Ligne #2	CG-TM-SM-B-CF-B-CF	B : broyeur SM : séparateur magnétique CF : crible à mailles fines CG : crible à mailles grossières TM : tri manuel

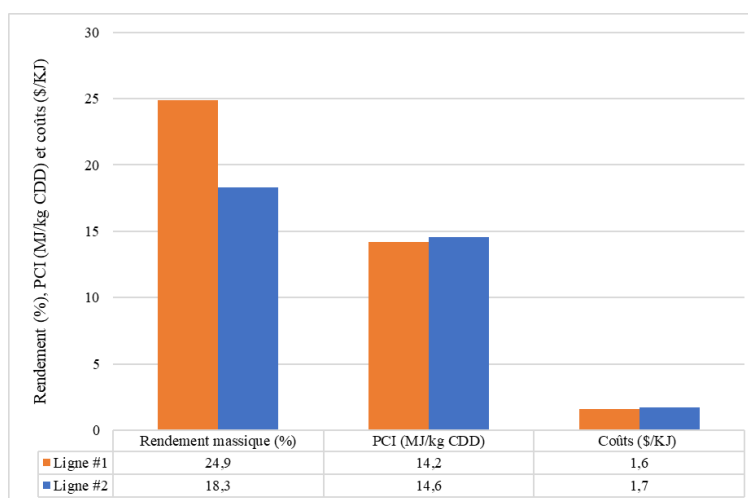


Figure 2-30 : Effet du changement de taille de mailles du crible rotatif en début de chaîne sur la performance du procédé. Données tirées de (Caputo & Pelagagge, 2002a)

L'ordre dans lequel les équipements sont placés est également un important facteur à considérer. Tel que mis en évidence dans la sous-section 2.2.1, l'efficacité de traitement des équipements dépend de paramètres liés à l'équipement, mais dépend aussi de certaines propriétés de la matière. Les équipements modifient à leur tour ces propriétés de la matière. L'optimisation d'une chaîne de traitement peut donc représenter un défi important.

2.2.2.2 Défis liés à l'optimisation

L'objectif d'une chaîne de traitement mécanique consiste à transformer les matières résiduelles de façon à atteindre certaines propriétés visées. Une chaîne de production de CDD est conçue de façon à maximiser le PCI, maximiser le rendement massique (la quantité de CDD produite) et minimiser le coût. Ces objectifs s'avèrent souvent contradictoires et nécessitent de faire des compromis (Caputo & Pelagagge, 2002a). En effet, la production d'un CDD de haut pouvoir calorifique entraîne une grande production de rejets et l'augmentation du coût de traitement (traitement plus intensif qui requiert plus d'équipements) (Figure 2-31).

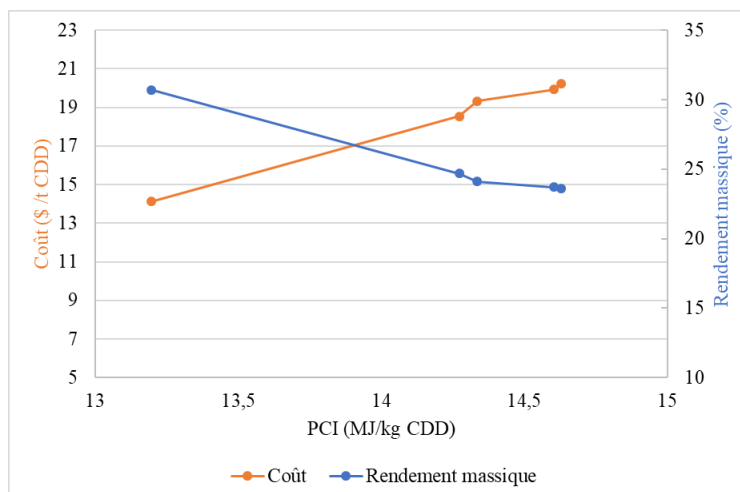


Figure 2-31 : Rendement massique et coût de traitement en fonction du PCI du CDD produit.

Données tirées de (Caputo & Pelagagge, 2002a)

La modélisation des opérations de traitement mécanique est un outil intéressant pour faciliter la conception et l'optimisation de tels procédé. En effet la simulation permet de valider la performance d'une configuration sans avoir à faire des essais expérimentaux coûteux en temps et en ressources. La section suivante présente les informations disponibles dans la littérature au sujet de la modélisation des opérations de traitement mécanique.

2.3 La modélisation du traitement mécanique

Tel qu'introduit précédemment, les premières modélisations du traitement mécanique des matières résiduelles ont débuté dans les années 1970. L'efficacité de traitement, avait-on observé, était notamment influencée par les propriétés des matières résiduelles à traiter et l'utilisation de modèles développés en traitement des minerais avait ses limitations (Diaz et al., 1982; Vesilind et al., 2002; Zwisele & Böhm, 2015). Le développement de ces modèles analytiques a cependant eu peu de suite. Le calcul des bilans de masse pour prédire la performance des installations de traitement reposait principalement sur des coefficients de transfert basés sur des valeurs typiques qu'on retrouve en industrie (Diaz et al., 1982). Peu de travaux ont été réalisés par la suite pour valider les modèles analytiques avec des données industrielles.

Ce n'est que très récemment que la simulation des opérations de traitement mécanique a de nouveau suscité l'intérêt de la communauté scientifique. D'une part, les installations de TMB et traitement mécanique en Europe font toujours face à des difficultés quant à la qualité des produits,

donc on cherche à mieux comprendre les facteurs entrant en jeu dans l'efficacité des opérations. D'autre part, l'attention est beaucoup portée vers l'économie circulaire : afin de maximiser la productivité des ressources, il est d'autant plus important d'aller chercher un maximum de ressources dans les matières résiduelles pour les réintégrer dans des boucles de recirculation. La simulation des opérations de traitement est donc perçue comme un outil utile pour l'optimisation des procédés de récupération des ressources (Rosenkranz & Kuyumcu, 2010).

Dans cette section sont présentés les travaux qui ont été réalisés pour simuler et optimiser les chaînes de traitement mécanique, suivi des travaux réalisés pour modéliser les opérations individuellement.

2.3.1 Outils de simulation et d'optimisation

2.3.1.1 Logiciels SolidSim, Aspen Plus et SolidWasteSim

SolidSim est un logiciel développé par une dizaine d'instituts provenant d'Allemagne. À la base conçu pour les applications en technologie des poudres, des chercheurs de *Berlin Technical University* se sont intéressés à la simulation de certaines opérations de traitement des matières résiduelles solides. Ils ont donc utilisé l'environnement du logiciel pour modéliser les opérations suivantes : classificateur à air, séparateur magnétique, séparateur par courant de Foucault, broyeur à percussion et presse. L'efficacité des opérations tient compte de plusieurs paramètres liés aux propriétés des matières résiduelles (Tableau 5-2, Annexe B). Les équations utilisées pour développer ces modèles ne sont toutefois pas disponibles dans la littérature; seuls les résultats de la simulation sont présentés (Platzk, Abel, & Kuyumcu, 2013; Rosenkranz & Kuyumcu, 2010).

La compagnie SolidSim Engineering GmbH a été achetée par Aspen Technology, Inc. en 2012 et certaines opérations de traitement des solides ont été intégrées à la librairie de Aspen Plus® V 8.4 dont le broyeur à marteau, le broyeur à percussion, le classificateur à air et le tamis vibrant (Aspen Technology, Inc., 2013). AspenPlus® est un logiciel très utile et convivial pour simuler un procédé d'une configuration fixe. Ce logiciel offre la possibilité de suivre l'évolution des propriétés de la matière (distribution de taille de particules, teneur en eau, composition, etc.) en tenant compte de l'influence de certaines propriétés sur l'efficacité des opérations. Des outils d'analyse économique et d'efficacité énergétique sont également fournis pour optimiser le procédé sur le plan opérationnel.

SolidWasteSim est également un logiciel de simulation qui a été développé par l'entreprise berlinoise ARGUS GmbH (Zwisele & Böhm, 2015). La librairie de modèles utilisés pour la simulation semble être la même que celle développée par SolidSim. Le logiciel USIM PAC développé par l'entreprise Caspeo est un autre logiciel dont l'interface est très similaire à SolidSim. Une fois de plus, le détail des modèles n'est pas disponible.

Les chercheurs qui ont développé SolidSim, SolidWasteSim et USIM PAC ont un objectif commun, soit développer un outil de simulation pour optimiser la performance des installations de traitement de matières résiduelles. D'une part, les auteurs mentionnent la nécessité de développer des modèles adaptés aux matières résiduelles plutôt qu'extrapoler ceux utilisés pour le traitement des minerais. D'autre part, les essais expérimentaux sont coûteux en temps et en ressources donc il serait avantageux pour les différents acteurs dans la gestion des matières résiduelles de se munir d'outils de simulation.

Une des limites importantes de tous ces logiciels concerne l'approche d'optimisation. Bien que ces outils permettent de vérifier l'influence des paramètres sur l'efficacité de chaque équipement, cette influence n'est vérifiée que pour une configuration de procédé donnée. Dans le cas où l'on souhaite, par exemple, déterminer quelle configuration de traitement la moins coûteuse permet de produire un CDD conforme aux critères de qualité, l'utilisation de ces logiciels est limitée. D'autres chercheurs se sont d'ailleurs penchés sur cet aspect de l'optimisation tel qu'il en sera discuté dans la sous-section suivante.

2.3.1.2 Travaux sur l'optimisation des séquences

Parmi les travaux recensés dans la littérature au sujet des procédés de production de CDD, seuls les travaux de Caputo et al. (2002) semblent s'être penchés en détail sur l'optimisation des séquences de traitement (certains résultats introduits dans la sous-section 2.2.2). Il existe une grande variété de technologies possibles pour produire un CDD et le défi selon eux est de trouver le meilleur compromis qui permette de répondre aux différentes contraintes économiques, réglementaires, environnementales, techniques et d'acceptabilité sociale.

La méthodologie proposée est donc d'évaluer la performance des différentes configurations d'équipement possibles selon certains critères (efficacité, teneur en eau, PCI, coût, etc.) pour faire le choix optimal. Afin d'évaluer la performance des équipements, les auteurs utilisent des

coefficients de transfert fixes déterminés empiriquement à partir d'installations locales de traitement d'ordures municipales.

Cette démarche est intéressante puisqu'elle permet d'évaluer la faisabilité technique d'un projet en tenant compte des différentes contraintes liées à la production de CDD. L'utilisation de coefficients de transfert (CT) a permis dans ce cas-ci de fournir des prédictions raisonnables, la marge d'erreur sur les taux de récupération et le PCI étant inférieure à 3 %. En analyse de flux de matières, pour décrire une étape de traitement, un coefficient de transfert décrit le partage d'une matière entre deux ou plusieurs courant. La somme des coefficients de transfert est toujours égale à 1 par préservation de masse. L'utilisation de CT empiriques constitue une limite importante, puisqu'il n'est pas possible d'affirmer que les valeurs demeurent valides dans un autre contexte que celui de l'étude (autre localité, composition des déchets municipaux différentes).

2.3.1.3 Techniques de modélisation

D'abord, la méthode des coefficients de transfert fixes est la méthode la plus simple utilisée pour simuler un procédé de traitement. L'efficacité de traitement des équipements est posée et ne dépend pas des propriétés de la matières entrante ni n'affecte ces dernières.

Les modèles d'équipements présents dans la librairie de Aspen Plus® V 8.4 sont pour la plupart des modèles phénoménologiques et empiriques développés à la base pour simuler les opérations en traitement des minerais (broyage, tamisage, classification). Ce logiciel peut être utilisé pour simuler le traitement des matières résiduelles dans le cas où les limites expliquées dans la sous-section précédente ne nuisent pas à l'objectif de l'étude.

Beaucoup d'efforts de recherche en modélisation de traitement de solides sont investis présentement dans le développement de méthodes de simulation numérique discrètes comme la méthode des éléments discrets (DEM). Cette méthode décrit le mouvement individuel des particules, permet de déterminer la position de chaque particule à un instant donné et modélise les interactions entre particules et leur environnement. La DEM, pour obtenir des résultats précis, nécessite de sélectionner un grand nombre de paramètres appropriés. Parmi les paramètres nécessaires à la simulation, on retrouve les conditions aux limites des particules (caractéristiques géométriques) et certaines propriétés physiques comme la masse volumique, la cohésion et le coefficient de friction inter-particulaire (Zhu, Zhou, Yang, & Yu, 2007, 2008).

Des travaux ont été réalisés pour simuler notamment des opérations de broyage et tamisage en traitement des minerais, en industrie agro-alimentaire et pharmaceutique (Capece, Bilgili, & Davé, 2014; Cleary, 2004; Zhao, Zhao, Liu, Li, & Dong, 2011).

Un des défis importants réside dans la modélisation de formes complexes de particules (Kruggel-Emden & Elskamp, 2014). La simulation des matières résiduelles est un degré plus complexe en raison des formes irrégulières et de l'hétérogénéité des propriétés. Des recherches approfondies seront nécessaires pour arriver à modéliser ce type de matières et par conséquent, cette technique de modélisation n'est pas considérée dans le cadre de ce travail. La DEM est toutefois un outil très prometteur qui permettra de mieux comprendre certains phénomènes qui demeurent encore plus ou moins maîtrisés comme la réduction de taille (Capece et al., 2014).

Il ne semble donc pas exister d'outil qui soit en mesure de prédire adéquatement la performance des séquences de traitement tout en étant flexible pour leur optimisation. Dans la section qui suit sont présentés les modèles qui ont été développés pour le traitement des matières résiduelles et qui pourront être utilisés pour la conception d'un outil adapté aux besoins.

2.3.2 Modélisation des opérations individuelles

Dans la section 2.2 ont été présentés divers équipements de réduction de taille, de séparation et de compaction pouvant faire partie d'une chaîne de production de CDD. Les modèles de certains équipements sont présentés dans cette section. Le choix des opérations à modéliser a été basé sur deux critères : l'accessibilité de l'information et l'importance de l'équipement dans l'industrie. Pour le tamisage, le choix s'est arrêté sur le crible rotatif et pour le broyage, sur le broyeur à marteaux, puisque ce sont les deux équipements les plus utilisés et aussi les plus documentés. Peu d'informations sur le séparateur balistique et la presse ont été documentées (Velis et al., 2010). Par conséquent, ces deux équipements ne sont pas abordés dans cette section.

2.3.2.1 Broyeur à marteaux

Les premières tentatives de modéliser la réduction de taille des matières résiduelles se sont basées sur les modèles analytiques développés en traitement des minerais pour le broyage de matières fragiles comme le charbon et la roche. Des premières relations empiriques plutôt que fondamentales avaient été développées pour mettre en relation l'énergie dégagée à la rupture et la performance du broyage (Wenwu, 2005). Il s'est cependant avéré que ces relations empiriques

étaient d'une trop grande simplicité et qu'elles n'étaient pas en mesure de décrire le phénomène de rupture des matières résiduelles dans un broyeur, qui contrairement aux minerais, sont composées de matière fragiles et non fragiles.

À la suite de cet échec, des chercheurs de l'Université de Californie ont travaillé pendant plus de 10 ans à développer une approche matricielle adaptée au broyage des matières résiduelles qui soit en mesure de prédire la taille des extrants et les paramètres d'opération optimaux (modèle surnommé « *Size-Discrete, Time-Continuous* »). Les études ont été réalisées principalement sur des broyeurs à marteaux horizontaux, équipement alors le plus couramment utilisé dans des installations de traitement des matières résiduelles (Diaz et al., 1982; Obeng & Trezek, 1975; Shiflett & Trezek, 1979; Trezek, 1977). Des modèles disponibles dans la littérature, celui-ci est sans doute le plus complet, puisqu'il a l'avantage de considérer la dynamique du broyeur en intégrant le temps comme variable gouvernant les équations.

L'approche matricielle, désignée par le terme *Population balance modeling*, est donc une méthode qui décrit la réduction de taille des matériaux de façon phénoménologique et au niveau macroscopique. C'est également l'approche aujourd'hui la plus utilisée en traitement des minerais pour estimer la taille des particules après broyage (King, 2001). Il existe divers modèles basés sur l'approche matricielle, mais une étude a démontré que le *π -breakage process* est la méthode qui permet de mieux prédire la granulométrie des matières résiduelles résultant d'un broyage primaire, secondaire et tertiaire (Obeng & Trezek, 1975).

Soit des particules séparées en n classes de tailles qui entrent dans un broyeur. La classe $i=1$ correspond à la taille supérieure et la classe $i=n$, à la taille inférieure. La variation de la masse qui se trouve dans la i -ème classe de taille à un temps t est exprimée par l'équation différentielle suivante :

$$\frac{d}{dt}[hx_i(t)] = -s_i(hx_i(t)) + \sum_{j=1}^{i-1} b_{ij}s_j(hx_j(t)) \quad (2-1)$$

$$m_i(t) = hx_i(t) \quad (2-2)$$

où x_i est fraction massique dans la classe de taille i , t est le temps, h est la masse retenue dans le broyeur (*holdup*), m_i , la masse dans la classe i , s_i correspond au taux auquel la matière à la classe i est brisée et b_{ij} est la fraction de la matière qui est brisée et passe de la classe j à la classe i .

L'équation est souvent exprimée sous forme matricielle :

$$\dot{m}_p \mathbf{x}_p = \mathbf{S} \mathbf{B} \dot{m}_f \mathbf{x}_f + (1 - \mathbf{S}) \dot{m}_f \mathbf{x}_f \quad (2-3)$$

où \mathbf{x}_f et \mathbf{x}_p sont respectivement les vecteurs de distribution de tailles de particules à l'alimentation et à la sortie, \dot{m}_f et \dot{m}_p sont les débits massiques d'alimentation et de sortie, \mathbf{B} est la matrice de rupture (*breakage matrix*) et \mathbf{S} est la matrice de sélection (*selection matrix*).

Il existe deux types de modèles de type *Population balance*, soient les modèles linéaires et les modèles non linéaires (Kinneberg & Herbst, 1984). Dans ce cas-ci, le modèle est linéaire, c'est-à-dire que les éléments de la matrice \mathbf{S} et \mathbf{B} sont indépendants de la taille et du temps et toutes les particules suivent une même distribution de temps de résidence :

$$s_i \neq s_i(m_i(t)) \quad (2-4)$$

$$b_{ij} \neq b_{ij}(m_i(t)) \quad (2-5)$$

Le défi dans la modélisation du broyage réside donc dans le calcul adéquat des matrices \mathbf{B} et \mathbf{S} pour un système donné. Or, les recherches sur les 40 dernières années ont permis de démontrer que pour toute matière, il existe une forte relation entre \mathbf{S} et la taille de particules y de la forme d'une loi de puissance (Fuerstenau, De, & Kapur, 2004) :

$$s(y) = Ay^\alpha \quad (2-6)$$

où A et α sont des paramètres propres au système.

Les recherches ont également démontré que la matrice \mathbf{B} est normalisable et peut être considérée invariable. En d'autres mots, b_{ij} ne dépend que du ratio i sur j .

Les chercheurs Savage et Trezek (Trezek & Savage, 1980) ont réalisé des expériences batch sur des matières résiduelles (particules de même taille) et ont déterminé qu'il existe une relation d'ordre zéro entre s_i et b_{i1} :

$$b_{i1}s_1 = k_i \quad (2-7)$$

$$k_i = \left(\frac{K^* y_i}{\sqrt{y_1 y_2}} \right)^\alpha \quad (2-8)$$

Où k_i est la constante de cinétique d'ordre zéro appartenant au vecteur \mathbf{k} , y_i sont les tailles de particules appartenant au vecteur \mathbf{y} , s_I correspond à la fraction de particules appartenant à la classe de taille la plus grande qui entre dans le processus de rupture, K^* et α sont des paramètres cinétiques propres au système.

La résolution des matrices \mathbf{S} et \mathbf{B} nécessite donc de trouver la valeur de trois paramètres : s_I , K^* et α . Or, le sens physique des paramètres K^* et α n'est pas encore tout à fait compris par les chercheurs. Pour déterminer les valeurs de ces trois paramètres, les auteurs du modèle proposent une méthode de rétrocalcul (*back calculation*). Cette procédure d'optimisation non linéaire consiste à trouver la valeur des trois paramètres qui permet de minimiser l'erreur entre la distribution granulométrique du produit simulée et celle mesurée expérimentalement.

Le rétrocalcul est une méthode employée depuis longtemps dans la théorie du broyage pour également simuler la réduction de taille des minerais et autres matériaux fragiles (Austin, 1971; Capece et al., 2014; Fuerstenau et al., 2004). Cette méthode a été développée en réponse à l'incapacité de donner un sens physique aux paramètres dû à la complexité des phénomènes qui ont lieu lors du broyage.

La Figure 2-32 représente le modèle du broyeur à marteaux qui permet de relier les équations décrites précédemment aux distributions granulométriques initiales et finales des matières résiduelles. Tel que décrit précédemment, un broyeur à marteau est muni d'une grille qui joue le rôle de classificateur en empêchant de laisser passer les particules trop grosses. Cela crée un circuit fermé au sein du broyeur.

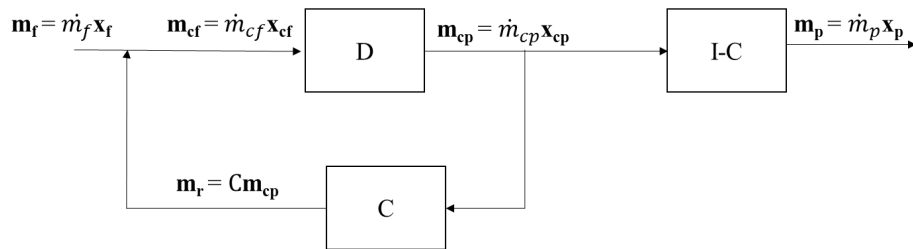


Figure 2-32 : Diagramme représentant le broyeur à marteau avec grille (circuit fermé). ©C, Girard, 2017

où \mathbf{D} est la matrice de broyage, qui est fonction des matrices \mathbf{B} , \mathbf{S} et du temps de résidence des particules, \mathbf{C} est la matrice de classification, \mathbf{I} est la matrice identité, \mathbf{m}_i est le vecteur de débits massiques associés à chaque classe de taille de particules à l'étape i .

On peut établir une relation entre \mathbf{x}_p et \mathbf{x}_f , à l'aide de bilans massiques réalisés sur les différents sous-systèmes (voir démarche détaillée à l'Annexe B) :

$$\mathbf{x}_p = (\mathbf{I} - \mathbf{C}) \mathbf{D} (\mathbf{I} - \mathbf{DC})^{-1} \mathbf{x}_f \quad (2-9)$$

Hypothèses du modèle

1. Mélange uniforme dans le broyeur.
2. Régime permanent.
3. La distribution de taille du produit résultant du broyage peut être décrite par une fonction continue, soit une courbe de distribution statistique régulière.
4. En assumant un mélange uniforme, on assume l'absence de stratification des particules sur la base de leur taille. Par conséquent, la distribution de temps de résidence est indépendante de la taille des particules et dépend des conditions d'écoulement dans le broyeur.
5. Les fonctions de sélection (**S**) et de rupture (**B**) sont indépendantes de la nature et des distributions de tailles de particules qui évoluent dans le broyeur.
6. La fonction de rupture (**B**) ne dépend que du ratio j sur i (indépendant de i et de j).
7. La probabilité qu'une particule dont la taille est inférieure ou égale à la taille des ouvertures de la grille sortira du broyeur est de 100 %. À l'inverse, une particule dont la taille est supérieure aux ouvertures de la grille sera recirculée selon une probabilité de 100 %.
8. Toutes les particules (de grandes et petites tailles) suivent une cinétique de rupture d'ordre zéro. Cette cinétique a été démontrée expérimentalement pour les particules appartenant aux classes de tailles supérieures, mais il n'a pas été possible de le valider pour les plus petites tailles.

Limites du modèle

1. Le modèle a été validé sur un courant d'ordures ménagères mixtes dont le contenu n'est pas spécifié. Les auteurs n'ont pas validé si le modèle permet de prédire le comportement des matières à composition et propriétés mécaniques variables.
2. Les conditions d'écoulement des particules ont été déterminées pour deux tailles de grilles (ouvertures de 1,3 cm et 2,5 cm), mais il n'existe pas de corrélations pour les tailles de grilles différentes.

3. Le modèle tient compte de l'influence des conditions d'écoulement et de la taille des ouvertures de la grille sur la réduction de taille des particules, mais l'influence de la vitesse de rotation du broyeur, du nombre de marteaux ou encore du poids des marteaux n'est pas considérée. Ces trois paramètres influencent le nombre d'impacts et la force d'impact que subit une particule (Diaz et al., 1982; Velis et al., 2010).
4. Le modèle ne tient pas compte des formes des particules. Il a été observé que la forme des particules affecte la façon dont la contrainte est appliquée et concentrée durant le processus de broyage et inversement, le broyage affecte la forme des particules selon le type de matériau et le type de broyage (mode d'application des contraintes). Par exemple, il a été observé que les particules de formes irrégulières subissent un degré de rupture supérieur aux particules de forme sphérique (von Blottnitz et al., 2002).
5. Le modèle ne tient pas compte de l'effet de densification ni du fait que le broyeur permet de réduire la teneur en eau.

2.3.2.2 Crible rotatif

Le tamisage est au cœur des pratiques industrielles depuis déjà longtemps dans des domaines autres que celui des matières résiduelles, comme dans l'industrie métallurgique/minérale, le secteur agro-alimentaire ou pharmaceutique (Chen et al., 2010). Des efforts en recherche sont encore aujourd'hui investis pour mieux comprendre les phénomènes complexes qui ont lieu dans ce type d'équipement notamment à l'aide de la DEM. La modélisation mathématique, basée sur des modèles probabilistes et mécaniques, est une approche plus établie qui décrit la performance des tamis à l'échelle macroscopique (Wills & Finch, 2015). Le tamisage est en effet souvent décrit comme une série d'événements au cours desquels les particules entrent en contact avec la paroi du tamis et à chaque contact, il existe, pour chaque particule, une probabilité que celle-ci passe à travers la grille.

Plusieurs modèles sont disponibles dans la littérature pour estimer l'efficacité de séparation des fractions fine et grossière dans un crible rotatif (Chen et al., 2010; Glaub, Jones, & Savage, 1982; Harvey, 1983; Savage et al., 1984; Stessel & Cole, 1996). Le modèle de Harvey présenté ci-dessous a l'avantage de tenir compte d'un grand nombre de paramètres tout en demeurant simple et a été conçu à partir de plusieurs recherches réalisées sur le tamisage de matières résiduelles (Harvey, 1983).

Modèle proposé par Harvey (1983)

La probabilité p^* qu'une particule sphérique de diamètre y passe à travers la maille carrée de taille y_m sans toucher les rebords est donnée par (détail de la démarche à l'Annexe B) :

$$p^* = f_a \left(1 - \frac{y}{y_m}\right)^2 \quad (2-10)$$

où f_a est le ratio entre la surface trouée et la surface totale du tamis.

On assume alors que les particules tombent perpendiculairement à la surface du tamis. Cette équation est valide autant pour des mailles carrées ou circulaires. Une particule qui entre dans un crible rotatif subira un nombre de contacts n avec le tamis avant de passer à travers une maille ou être éjectée à l'extrémité du crible. Ce nombre de contacts n est un paramètre important, ayant une incidence directe sur l'efficacité de la séparation. Les dimensions du crible et la vitesse de rotation sont donc ajustées selon le nombre de contacts visé.

La probabilité p qu'une particule passe à travers une maille après n contacts est donnée par :

$$p = 1 - (1 - p^*)^n \quad (2-11)$$

Soit $f(y)$ la fonction de distribution de taille de particules d'une matière, la quantité de particules P_p de diamètre supérieur à y_0 et inférieur à y_m qui passe à travers les mailles après n contact est donnée par l'équation suivante :

$$P_p = \int_{y_0}^{y_m} f(y) [1 - (1 - p)^n] dy \quad (2-12)$$

Tel que mentionné précédemment, le nombre de contacts n est dicté par les dimensions du crible et sa vitesse de rotation. La Figure 2-33 illustre la dynamique d'une particule présente dans un crible en opération. À une vitesse de rotation ω , une particule demeure sur la paroi du crible jusqu'à ce qu'elle atteigne son point de chute à l'angle α_2 (schéma de gauche) et retombe à un angle δ par rapport à la verticale. L'angle η est lié à l'angle de chute de la particule sur la paroi du tamis (schéma de droite).

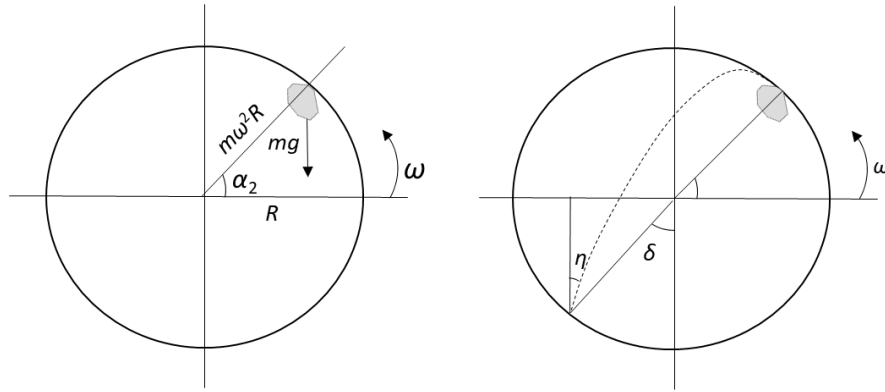


Figure 2-33 : Dynamique d'une particule dans un crible rotatif en rotation. ©C, Girard, 2017

Il a été démontré à partir d'équations de cinématique que la trajectoire d'une particule peut être décrite par ces deux équations :

$$\omega t = \sin \alpha_2 \cos \alpha_2 + [\sin^2 \alpha_2 \cos^2 \alpha_2 + 2 \sin \alpha_2 (\cos \delta + \sin \alpha_2)]^{1/2} \quad (2-13)$$

$$\cos^3 \alpha_2 + \sin \delta = [\sin^2 \alpha_2 \cos^2 \alpha_2 + 2 \sin \alpha_2 (\cos \delta + \sin \alpha_2)]^{1/2} \quad (2-14)$$

où t est la durée de chute de la particule, α_2 est l'angle par rapport à l'horizontal auquel la particule atteint son point de chute, δ est l'angle par rapport à la verticale auquel la particule retombe sur le tamis après sa chute.

Un bilan de force sur la particule permet d'établir que :

$$\frac{\omega^2 R}{g} = \sin \alpha_2 \quad (2-15)$$

Un crible rotatif est incliné à un angle β par rapport à l'horizontal. Cet angle est généralement de cinq degrés ou moins. Comme $\cos(5^\circ) \cong 1$, on ne tient pas compte de β dans les équations précédentes. Ces équations permettent donc de relier mathématiquement les angles liés à la chute d'une particule, le temps de chute, la vitesse de rotation et le rayon.

Aussi, il a été démontré que la cotangente de l'angle η correspond au ratio entre les vitesses horizontales et verticales. Les auteurs ont tabulé la valeur de η en fonction de δ et α_2 (Harvey, 1983).

Il a été démontré que, à $\delta=\eta=12,8^\circ$, les particules retombent perpendiculairement à la surface selon les équations précédentes. De plus, il a été observé que l'erreur entre les résultats analytiques et expérimentaux diminue pour des valeurs de δ de $12,8^\circ$ et plus. Advenant une chute normale des

particules, α_2 est par conséquent égal à $34,3^\circ$ et la relation entre le rayon du crible et la vitesse angulaire est donnée par:

$$\frac{\omega^2 R}{g} = \sin \alpha_2 = 0,563 \quad (2-16)$$

où ω est la vitesse de rotation et R est le rayon du crible et g est la constante d'accélération

Les équations clés pour le calcul de n sont les suivantes. La démarche qui permet d'établir une relation entre n et ces paramètres peut être consultée à l'Annexe B.

$$L = \gamma n \beta R \quad (2-17)$$

$$\text{où } \gamma = (\omega t \cos \alpha_2 + \sin \alpha_2 + \cos \delta) \quad (2-18)$$

où L est la longueur du crible.

Hypothèses du modèle

1. Les particules sont sphériques.
2. Absence d'interaction entre particules (rebondissement, adhésion, compétition pour une maille, etc.).
3. Les particules tombent normalement par rapport à la surface.
4. Il n'y a qu'une seule couche de particules.

Limites du modèle

1. Le modèle ne tient pas compte du phénomène de *reflection* (particules qui tombent sur le rebord d'une maille, rebondissent et passent à travers la maille).
2. L'effet de traînée n'est pas considéré : certaines matières de faible densité et de forme aplatie comme le papier et le carton prennent plus de temps de chute et peuvent être entraînées par des courants d'air générés par la rotation du crible. Le nombre de contact n n'est donc en réalité pas le même pour toutes les matières (Stessel & Cole, 1996).
3. Il existe des interactions entre les particules (rebondissement, adhésion, compétition pour une maille, etc.) qui viennent affecter le taux de passage (et qui n'est pas pris en compte dans le calcul de la probabilité).

4. Le modèle ne tient pas compte du phénomène de glissement des particules : en réalité les particules peuvent glisser sur les parois lors de la rotation et tomber à un point de chute verticalement inférieur.
5. L'efficacité du crible ne tient pas compte de l'effet de stratification qui est particulièrement important à l'entrée du crible (effet expliqué en détail à l'Annexe B).
6. La forme et l'orientation des particules ne sont pas prises en compte dans l'efficacité de séparation. La teneur en eau qui peut favoriser l'agglomération des particules n'est pas prise en compte non plus.
7. Le modèle ne tient pas compte de l'effet des chicanes (*lifters*) sur l'efficacité de séparation. Les chicanes sont des pointes de tailles irrégulières présentes sur la surface interne du crible (ou encore de longues barres dans l'axe longitudinal), ayant pour rôle de séparer les matières agglomérées et augmenter la turbulence de chute. Leur présence favorise donc une meilleure efficacité de séparation (Diaz et al., 1982).

Modèle proposé par Glaub et al. (1982)

Des chercheurs de Californie ont développé un modèle analytique pour tenir compte du phénomène de glissement des particules sur les parois du crible lors de la rotation, une des limites du modèle de Harvey (1983) (Glaub et al., 1982). Le glissement affecte en effet la dynamique des particules et peut venir modifier la hauteur à laquelle les particules chutent. Le modèle est toutefois complexe et les équations présentées dans l'article sont incomplètes : seules les relations clés sont présentées. Il n'est pas possible d'affirmer que ce modèle améliore significativement la prédiction de l'efficacité des cribles rotatifs par rapport au premier modèle présenté. L'écart entre certains résultats du modèle analytique et les résultats expérimentaux s'expliquerait par les mêmes limitations que le modèle de Harvey.

En revanche, les auteurs se sont intéressés à l'équation de probabilité de passage (équation (2-10)) couramment utilisée dans des applications de tamisage, à savoir si cette équation permet de prédire le taux de passage des matières résiduelles dans un crible rotatif. L'idée était de tenir compte du fait que certaines particules passent à travers les mailles du tamis après avoir rebondi sur les rebords des mailles (phénomène appelé « *reflection* »), ce qui augmente en pratique la surface de tamisage disponible. Les équations qui suivent sont également valides pour des mailles carrées ou circulaires :

$$p_2^* = \frac{(y_m - y\lambda_0)^2}{y_m^2} f_a \quad (2-19)$$

Où

$$\lambda_0 = \frac{\frac{y}{y_m}}{8 - \frac{4y}{y_m}} + \left(\left[\frac{\frac{y}{y_m}}{8 - \frac{4y}{y_m}} \right]^2 + 0,5 \right)^{0,5} \quad (2-20)$$

Si on compare les deux équations de probabilité, on constate que pour un même ratio y/y_m , p_2^* est effectivement plus élevé que p^* (Figure 2-34). Les deux courbes suivent la même tendance, c'est-à-dire que plus y est petit, plus la probabilité de passage se rapproche de la valeur de f_a et plus y se rapproche de y_m , plus la probabilité tend vers zéro.

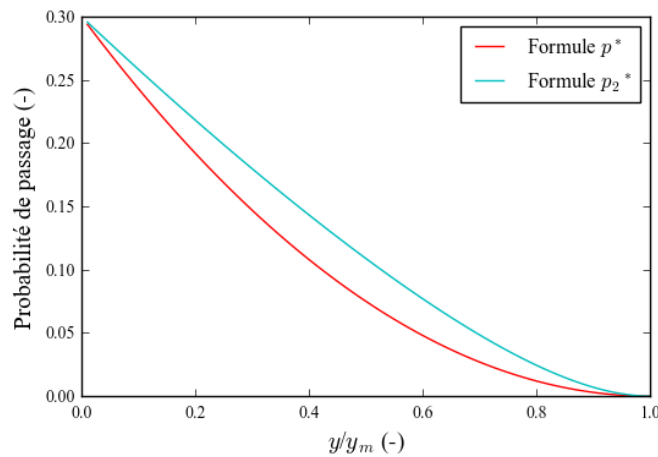


Figure 2-34 : Variation de p^* et p_2^* en fonction du ratio de taille de particule sur la taille de maille pour un crible rotatif avec $f_a=0,3$

Hypothèses

Hypothèses semblables au modèle précédent.

Limites du modèle

Mêmes limitations que le modèle précédent excepté la limite #1.

2.3.2.3 Classificateur à air

Il existe une grande variété d'approches pour modéliser la classification à air. Dans la section 2.2, il a été défini que cette technique de séparation se base sur plusieurs propriétés de la matière (taille et forme des particules, masse volumique) et sur son comportement aérodynamique dans un fluide donné. De ce fait, la modélisation du comportement d'un courant de matières résiduelles

hétérogène peut s'avérer plus complexe que la modélisation en traitement des minerais. C'est pourquoi seuls les modèles reliés directement aux matières résiduelles ont été considérés. Dans ce qui suit, trois approches différentes de modélisation recensées dans la littérature sont présentées : modèle simplifié, modèle probabiliste et modèle de diffusion.

1^{ère} approche : modèle simplifié

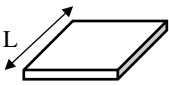
Le premier type de modèle recensé se base sur les principes fondamentaux de l'écoulement d'un fluide autour d'une particule en régime turbulent. Une particule en chute libre dans un fluide accélère d'abord (phase 1) puis atteint sa vitesse terminale (phase 2), ce qui se traduit par une accélération nulle et des forces à l'équilibre. Dans un classificateur, dans lequel un courant d'air est en mouvement vers le haut, une particule qui atteint sa vitesse terminale se trouve en état de flottaison (Vesilind & Rimmer, 1981). La vitesse terminale est exprimée par (détail des calculs à l'Annexe B) :

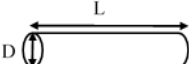
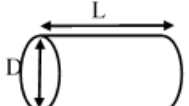
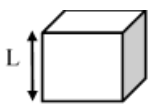
$$v_t = \sqrt{\frac{2V_s\rho_s g}{C_D\rho_f A_s}} \quad (2-21)$$

où V_s est le volume d'une particule, C_D est le coefficient de traînée, ρ_f est la masse volumique du fluide, ρ_s est la masse volumique de la particule solide et A_s est l'aire projetée de la particule.

Savage et al. (1984) proposent une méthodologie pour appliquer ces principes fondamentaux aux matières résiduelles dans un classificateur à air vertical. La première étape consiste à caractériser les matières résiduelles selon leur forme, taille, aire, volume, masse volumique et coefficient de traînée (Tableau 2-6)

Tableau 2-6 : Caractéristiques de plusieurs formes (Diaz et al., 1982)

Nom de la forme	Forme de particule	Caractéristique de la forme	Forme équivalente	Coefficient de traînée (C_D)	Aire projetée
Aplatie		$t_f \ll L_f$	Plaque carrée	1,0*	L_f^2

Nom de la forme	Forme de particule	Caractéristique de la forme	Forme équivalente	Coefficient de traînée (C_D)	Aire projetée
Cylindrique-allongé		$L > 15D$	Cylindre	0,9	$L_f D_f$
Cylindrique		$L < 15D$	Cylindre	0,7	$L_f D_f$
Irrégulière		Côtés égaux	Cube	0,8	$\sqrt{2} L_f^2$
t_f : épaisseur, L_f : longueur, D_f : diamètre *0,3 pour les textiles (Vesilind & Rimmer, 1981)					

La deuxième étape consiste à calculer la répartition (*split*) entre les fractions légère et lourde et faire les bilans massiques. Pour calculer la répartition, la vitesse terminale des particules est comparée à la vitesse de l'air. Une particule dont la vitesse terminale est inférieure à la vitesse de l'air est en théorie entraînée par le courant d'air et termine sa course dans la fraction légère.

Hypothèses du modèle

1. Ratio air/solide est supérieur au ratio critique (régime stable).
2. Les coefficient de traînée C_D sont constants pour une forme de particule donnée dans la plage de Reynolds (Re) qu'on retrouve pour des conditions typiques d'opération (Re généralement entre $3,0 \times 10^4$ et $3,5 \times 10^6$ (Diaz et al., 1982)).
3. La variation des caractéristiques des particules (coefficient de traînée, volume, aire de projection, masse volumique) suit une loi normale.
4. Particule seule dans un fluide infini.

Limites du modèle

1. Ne tient pas compte de l'interaction entre particules et l'effet des parois qui peuvent modifier la trajectoire des particules.
2. Le modèle ne permet pas de prédire l'influence du ratio air/solide sur la performance de l'équipement.
3. Le modèle ne tient pas compte des mouvements aléatoires causés par la turbulence de l'air.

4. En réalité, il n'est pas possible d'évaluer avec exactitude le coefficient de traînée de particules irrégulières sauf si mesuré à l'aide d'un test en chute libre. Il est également difficile d'évaluer leur forme (Vesilind, Peirce, & McNabb, 1982).
5. Le modèle ne tient pas compte de l'impact de l'orientation des particules sur le comportement aérodynamique.

Les auteurs du modèle ont comparé les résultats du modèle à des résultats expérimentaux. Les résultats s'avèrent adéquats pour prédire la séparation des papiers et plastiques, mais il y a une plus grande marge d'erreur pour les métaux ferreux/non ferreux et la catégorie d'objets divers. Les limites du modèle énoncée précédemment sont des causes possibles de ces déviations. Par exemple, il a été mentionné qu'il est difficile d'évaluer les dimensions et le coefficient de traînée de matériaux irréguliers. Il n'est donc pas étonnant de voir un plus grand écart dans les résultats pour des matières de formes plus irrégulières comme les objets divers et les métaux, comparativement aux papiers et plastiques.

2^e approche : modèle probabiliste

Tel qu'expliqué précédemment, la trajectoire d'une particule dépend des forces qui agissent sur cette dernière et peut être prédite en évaluant sa vitesse terminale. En réalité, la trajectoire d'une particule est soumise à d'autres influences que certains caractérisent de phénomènes stochastiques. La turbulence de l'air et l'interaction entre particules sont des facteurs importants.

Sendel & Tels (1978) ont développé un modèle pour un classificateur à air vertical dans l'objectif de tenir compte de ces mouvements aléatoires. Selon le modèle, la trajectoire d'une particule est influencée par deux types de transport : le transport convectif, qui décrit la trajectoire moyenne d'une particule, et le transport aléatoire, qui tient compte des déviations possibles. La vitesse d'une particule est variable dans le temps et suit une fonction de densité. L'efficacité de séparation (la répartition dans la fraction légère) est décrite en fonction du temps de résidence des particules. Ce modèle, testé sur un courant homogène de sphères en polystyrène, ne tient cependant pas compte de la variation des caractéristiques des particules (l'influence de la forme des particules, de leur taille et de leur orientation sur la trajectoire, etc.) (Senden & Tels, 1978).

Henrickson (1979) s'est basé sur cette approche pour développer un autre modèle probabiliste. Le modèle divise la colonne du classificateur en N zones et exprime la probabilité qu'une particule se déplace d'une zone à l'autre. Cette probabilité est fonction de la concentration de particules dans

chaque zone. D'après l'information disponible, l'approche de Henrickson n'a pas été vérifiée expérimentalement (Henrikson, 1979; Vesilind & Rimmer, 1981).

Ces modèles offrent une approche intéressante du problème mais sont toutefois très complexes. En analysant les résultats obtenus, rien n'indique que la complexité des modèles permet de faire un gain significatif dans l'exactitude des estimations par rapport au modèle simplifié.

3^e approche : modèle de diffusion turbulente

Les travaux de Biddulph (1987) ont mené à développer un modèle basé sur une troisième approche, celle de la diffusion turbulente, pour décrire la performance d'un classificateur à air vertical. Le modèle se base sur le fait que la trajectoire des particules est influencée par la turbulence de l'air qui circule à haute vitesse dans la colonne. Un modèle de diffusion est utilisé pour tenir compte de l'effet du mélange turbulent. Le modèle n'est valide que pour des valeurs élevées de ratio air/solide et suppose qu'il n'y a pas d'interaction entre les particules (comportement idéal). Deux facteurs de correction sont proposés, le premier pour tenir compte de l'effet de la variation de la forme des particules et le deuxième pour tenir compte du comportement non idéal lorsque le ratio air/solide est inférieur au ratio critique (Biddulph, 1987).

En analysant les résultats obtenus, rien n'indique que la complexité de ce modèle permette d'offrir un gain significatif au niveau de l'exactitude des estimations par rapport au modèle simplifié.

2.3.2.4 Séparateur magnétique de type suspendu

Un seul modèle de séparation magnétique prenant en compte les propriétés des matières résiduelles (masse volumique apparente, taille et forme des particules) et les paramètres d'opération a été obtenu de la littérature (Savage et al., 1984). Le modèle a été conçu à partir d'une configuration de type suspendu (Figure 2-22).

Les forces principales qui agissent sur une particule magnétique dans l'axe vertical lorsqu'elle passe sous l'aimant est une combinaison des forces magnétique (F_m) et gravitationnelle (F_g) avec la force exercée par la charge (F_c) qui encombre la particule sur le convoyeur (Figure 2-35). Pour qu'une particule soit déplacée du convoyeur, il faut donc que $F_m > F_g + F_c$.

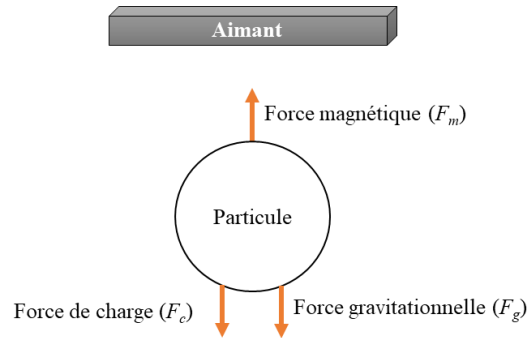


Figure 2-35 : Forces agissant sur une particule magnétique sur un convoyeur encombré. ©C, Girard, 2017

La force magnétique développée sur une particule magnétique peut s'exprimer en termes de densité de flux B (voir le détail des développements à l'Annexe B) :

$$F'_m = K_m B \frac{\Delta B}{\Delta z} \quad (2-22)$$

où F'_m est la force magnétique par unité de volume, K_m est une constante, B est la densité de flux et z est la hauteur.

Le terme $\frac{\Delta B}{\Delta z}$ correspond au gradient de densité de flux, et $B \frac{\Delta B}{\Delta z}$, à l'indice de force (if_m). L'indice de force correspond à la capacité d'un aimant à attirer un objet magnétique. Il s'agit donc de vérifier quel indice de force doit être minimalement produit pour déplacer une particule magnétique en tenant compte de sa taille et de sa forme, de l'encombrement ainsi que de la distance entre l'aimant et le convoyeur.

Pour déterminer l'indice de force développé par l'aimant du séparateur magnétique, les auteurs du modèle ont représenté graphiquement l'indice de force en fonction de la largeur de l'aimant et de la distance entre l'aimant et les déchets.

La prochaine étape consiste à déterminer l'indice de force minimal requis pour déplacer des particules magnétiques de différentes tailles. Les auteurs ont tabulé l'indice minimal de force minimal en fonction de la taille de l'objet et selon la profondeur de l'encombrement. Une forme de particule cubique a été assumée.

Hypothèses du modèle

Les variations de caractéristiques pour une taille de particule donnée suivent une loi normale (variations de la forme, présence de contaminants).

1. L'indice de force minimal requis pour soulever une particule cubique est le même pour toute autre forme de particule de même taille.

Limites du modèle

1. Le modèle ne permet pas de calculer le taux de contamination du flux de métaux séparés.
2. Le modèle ne tient pas compte de l'effet de la concentration en métaux sur l'indice minimal requis. Or il a été observé que plus la concentration de métaux est élevée dans un courant de matières, plus l'efficacité d'un aimant est élevée (Harvey, 1983).
3. Le modèle ne semble pas avoir été validé expérimentalement.

Estimation du taux de contamination

Il a été observé que certains contaminants tels que des fibres souillées (enrobages, papier coincé) et de la nourriture résiduelle peuvent se retrouver dans le courant de métaux ferreux récupérés. Il semble ne pas y avoir de relation établie pour calculer le taux de contamination. La contamination est donc un phénomène qui n'a été observé que expérimentalement (Harvey, 1983). Comme règle générale, il a été observé que :

1. Si la matière est finement broyée, il y a présence de 2 à 8 % de contaminants.
2. Si la matière est grossièrement broyée, il y a présence de 10 à 20 % de contaminants.

D'autres études rapportent également un taux de contamination organique d'environ 10% (Vesilind & Rimmer, 1981).

2.3.2.5 Séparateur par courant de Foucault

Aucun modèle détaillé permettant de relier l'efficacité de séparation de cet équipement aux paramètres qui l'influencent n'a été recensé dans la littérature. Les interactions entre les particules conductrices et le courant magnétique sont reconnues comme étant assez complexes (Rem, Leest, & van den Akker, 1997). SolidSim mentionne utiliser un modèle relativement complet (Tableau 5-2, Annexe B), probablement développé à la base pour le traitement des minerais, mais ce modèle

n'est pas accessible au grand public ni dans la librairie de AspenPlus® (Rosenkranz & Kuyumcu, 2010).

À titre de modèle simplifié, des taux de récupérations fixes peuvent être utilisés. À noter que le taux de récupération peut varier significativement selon le type d'objet non ferreux (Vesilind & Rimmer, 1981) :

- Le taux de récupération typique des matériaux contenant des métaux non ferreux (ex : canettes d'aluminium, cuivre, zinc) est assez élevé (>80 %).
- Les feuilles d'aluminium ont un taux de récupération plus faible situé entre 20 et 50 %, en raison du courant généré qui est plus faible.

Le taux de contamination en matières organiques et fibres souillées est également d'environ 10 % (Vesilind & Rimmer, 1981).

2.3.2.6 Trieur optique proche-infrarouge

Puisque le tri optique est une technologie assez récente comparée aux équipements présentés précédemment, peu d'information est disponible dans la littérature concernant la paramétrisation de sa performance. Des discussions avec certains manufacturiers de trieurs optiques ont mené à identifier plusieurs paramètres qui peuvent influencer l'efficacité du tri : la vitesse du convoyeur, l'encombrement sur le convoyeur, la taille des particules, la teneur en eau et certaines propriétés spécifiques à la matière (Tableau 2-7). Les manufacturiers utilisent des modèles empiriques basés sur leurs données historiques pour prédire l'efficacité de leur équipement. Ces modèles ne sont cependant pas accessibles au grand public.

Tableau 2-7 : Paramètres d'efficacité pour deux types de système de tri optique dans le proche infrarouge

	Tri négatif des plastiques chlorés	Tri positif pour CDD *
Efficacité	80-90 %	80-90 %
Pureté	85-95 %	85-95 %
Conditions optimales	Vitesse de convoyeur faible, faible encombrement, faible masse surfacique, faible teneur en eau	

*fibres, plastiques non chlorés, textiles, bois

2.3.2.7 Tri manuel

L'efficacité globale du tri manuel dépend de nombreux facteurs humains et techniques : la compétence de l'opérateur, l'environnement et les conditions de travail, la complexité de la tâche, soit le nombre de fractions différentes qu'un opérateur doit trier, la vitesse du convoyeur, la position de l'opérateur par rapport au convoyeur, la composition des matières résiduelles et l'encombrement sur le convoyeur (Giel, Młyńczak, & Plewa, 2016; The Dougherty Group LLC, 2006).

La disponibilité d'études dédiées aux tri manuel des matières résiduelles est limitée dans la littérature. Il semble qu'aucune étude concluante n'ait été réalisée qui permettrait de relier ces facteurs à l'efficacité du tri manuel. Dans le cadre de l'étude réalisée par l'organisme Waste Diversion Ontario (aujourd'hui connu sous le nom de l'Office de la productivité et de la récupération des ressources), la productivité moyenne des trieurs (tonne/heure/trieur) a été mesurée pour différents contextes de lignes de tri. Un trieur sur un convoyeur simple trie en moyenne 1,35 tonnes en une heure (Resource Recycling Systems & StewardEdge, 2012).

2.4 Outils d'analyse économique

La modélisation des opérations de traitement des matières résiduelles, telle qu'introduite dans les sections précédentes, permet de réaliser des bilans de matières, mais ne fournit aucune donnée concernant l'investissement en capital nécessaire ni les coûts d'opération ou les revenus possibles. Les modèles économiques développés pour faire ce type d'analyse sont présentés dans cette section.

Un procédé de traitement mécanique s'apparente beaucoup à un centre de tri des matières recyclables au niveau des équipements, de la main d'œuvre requise et des utilités nécessaires. C'est pourquoi les analyses économiques réalisées pour les centres de tri ont également été considérées, celles-ci étant plus nombreuses et généralement plus détaillées (Cimpan, Maul, Wenzel, & Pretz, 2016; Combs, 2012; Franchetti, 2009; Pressley, Levis, Damgaard, Barlaz, & DeCarolis, 2015; Resource Recycling Systems & StewardEdge, 2012).

Deux types de méthodes d'analyse économique sont principalement utilisées en traitement des matières résiduelles. D'abord il existe la méthode statistique, basée sur les fonctions de coût. Les fonctions de coût sont des courbes qui relient généralement le coût d'investissement en capital ou

le coût de production avec la capacité de conception ou la capacité réelle du centre de traitement. Ces fonctions sont propres à une technologie donnée et leur domaine de validité dépend des données à partir desquelles le modèle statistique a été construit (Tsilemou & Panagiotakopoulos, 2006). Les fonctions de coût sont utilisées comme approximation préliminaire et offrent un ordre de grandeur avant d'entamer une analyse économique approfondie pour un projet. Par exemple, une étude ontarienne a établi des fonctions de coûts pour six types de centre de tri (Resource Recycling Systems & StewardEdge, 2012).

La deuxième méthode recensée consiste à évaluer l'investissement en capital et le coût de production annuel à l'aide d'heuristiques établies pour le traitement des matières résiduelles (Caputo & Pelagagge, 2002b; Cimpan et al., 2016; Resource Recycling Systems & StewardEdge, 2012). Les heuristiques sont de façon générale établies à partir d'informations provenant de la littérature, de manufacturiers, d'associations ou de municipalités ayant une expertise concernant le procédé à l'étude. La précision de cette méthode est évaluée à $\pm 20-30 \%$ (Peters, Timmerhaus, & West, 2002).

Heuristiques pour l'investissement en capital et le coût total de production

Pour estimer l'investissement en capital d'un projet, la méthode des facteurs est pratique courante et consiste à estimer les coûts directs et indirects en tant que pourcentages du coût total des équipements (Tableau 5-6, Annexe D). On retrouve cette méthodologie dans les ouvrages portant sur l'évaluation préliminaire de projets d'ingénierie (Peters et al., 2002) et également pour l'analyse économique de procédés de production de CDD (Caputo & Pelagagge, 2002b).

Des heuristiques sont disponibles pour le calcul du coût total annuel de production pour un procédé typique de matières solides (Peters et al., 2002). L'organisme Waste Diversion Ontario propose également des lignes directrices de coûts pour les centres de tris ontariens (Tableau 5-8, Annexe D) (Resource Recycling Systems & StewardEdge, 2012).

2.5 Conclusion de la revue de littérature

Deux conclusions importantes peuvent être tirées de la revue de littérature. Premièrement, la modélisation des opérations de traitement de matières résiduelles demeure sous-développée :

- Peu d'outils de simulation ont été développés (AspenPlus®, SolidWasteSim, USIM PAC). Les modèles utilisés par ces outils sont des modèles génériques et la plupart ont été développés pour le traitement de minerais.
- La modélisation des opérations est complexe : l'efficacité dépend d'une grande variété de paramètres. L'hétérogénéité des matières résiduelles complexifie davantage la modélisation et affecte l'efficacité des opérations. Certains phénomènes ne sont pas encore tout à fait compris comme le démontrent les limites de chaque modèle.
- Peu d'exemples validant les résultats de modélisation avec ceux d'une chaîne de procédé réelle ont été répertoriés dans la littérature.
- Pour certains équipements, aucun modèle spécifique au traitement des matières résiduelles n'a été trouvé dans la littérature : séparateur balistique, trieur optique, séparateur par courant de Foucault et presse à ballots. Aussi, les modèles existants sont limités à un type de configuration donné alors que dans l'industrie il existe une grande variété de configurations (Velis et al., 2010).
- Les manufacturiers d'équipements et les installations de traitement détiennent beaucoup d'informations pouvant être utiles à la modélisation, mais elles ne sont pas accessibles au public pour des raisons de confidentialité et de compétitivité.

Deuxièmement, il n'y a pas d'outil disponible qui permette de combiner optimisation des séquences et modélisation robuste :

- L'optimisation des séquences de traitement est peu abordée dans les ouvrages portant sur le traitement des matières résiduelles. La plupart des études expérimentales ou de simulation sont réalisées sur des configurations fixes sans justifier leur choix.
- Le seul ouvrage recensé sur l'optimisation des séquences de traitement utilise un modèle simplifié de coefficients de transfert fixes.

CHAPITRE 3 OBJECTIFS ET MÉTHODOLOGIE

Dans le chapitre précédent, les conclusions tirées de la revue de littérature ont permis de soulever certaines limites concernant la modélisation et l'optimisation des séquences de traitement mécanique de matières résiduelles. Ces observations ont mené à la formulation de l'objectif du projet ainsi qu'à quatre sous-objectifs, qui sont présentés dans la section suivante. Les étapes de la méthodologie qui permettent d'atteindre les sous-objectifs sont par la suite détaillées.

3.1 Objectifs

L'objectif principal de ce projet est de développer un outil d'optimisation d'un procédé de traitement mécanique et l'appliquer au cas des rejets du centre de tri de la Ville de Montréal pour étudier une voie de valorisation alternative à l'enfouissement. Les sous-objectifs définis pour l'atteinte de l'objectif principal sont les suivants :

- Modéliser la chaîne d'opérations impliquées dans un traitement mécanique dont l'efficacité est paramétrée selon les propriétés physico-chimiques des matières entrantes et les paramètres d'équipement;
- Développer un outil d'analyse économique sensible à la configuration du procédé de traitement mécanique;
- Valider l'outil avec des études de cas existantes;
- Appliquer l'outil au cas des rejets du centre de tri de la Ville de Montréal pour la voie de valorisation à l'étude en minimisant le coût.

3.2 Méthodologie

Afin de répondre aux sous-objectifs énoncés précédemment, la démarche méthodologique consiste d'abord à paramétrer les opérations de traitement et bâtir l'intrant du modèle, soit le flux de matières résiduelles et ses caractéristiques. La deuxième étape consiste à développer un outil économique étroitement lié à la modélisation des flux de matières. L'outil permet de tester les différentes configurations de traitement mécanique possibles et d'identifier celle qui minimise la fonction objectif, par exemple le coût, tout en respectant les contraintes liées au procédé (Figure 3-1). L'outil développé est ensuite validé en comparant les résultats avec des études de cas réelles,

puis est appliqué pour évaluer la faisabilité technico-économique de produire un CDD à partir des rejets du centre de tri de matières recyclables de la Ville de Montréal. Cette section décrit la méthodologie employée pour réaliser chacune de ces étapes.

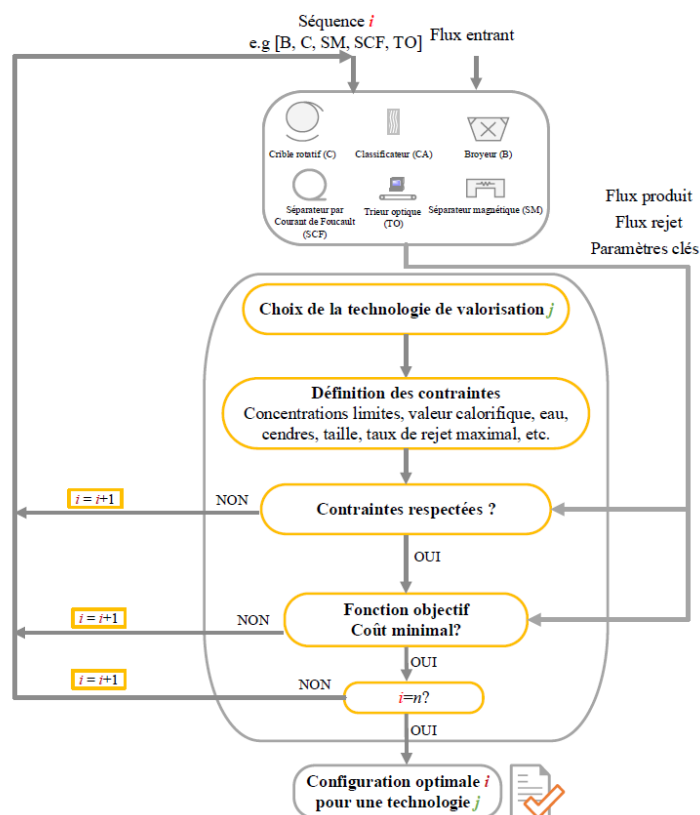


Figure 3-1 : Fonctionnement de l'outil d'optimisation du traitement mécanique de matières résiduelles sous contraintes. ©C, Girard, 2018

3.2.1 Paramétrisation des opérations de traitement mécanique

Les étapes présentées dans cette section sont réalisées en ayant recours au langage de programmation Python. Plusieurs bibliothèques (Pandas, NumPy, Scipy) facilitent la manipulation et l'analyse de données.

3.2.1.1 Caractérisation de l'intrant

Pour répondre à l'objectif de l'étude, l'outil de modélisation développé doit être en mesure de suivre l'évolution de la composition et de certaines propriétés clés à travers le procédé pour déterminer l'efficacité des opérations, mais aussi pour évaluer si la qualité du CDD produit répond aux spécifications du débouché de valorisation (Figure 3-2).

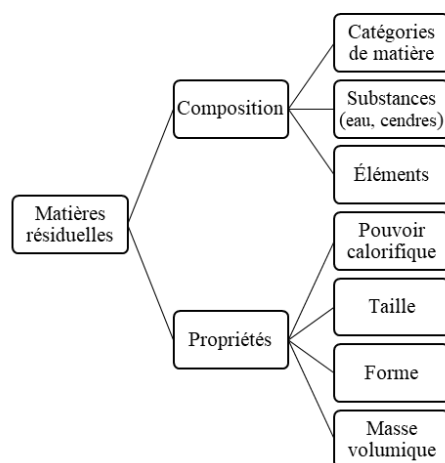


Figure 3-2 : Composition et propriétés clés du flux de matières nécessaires à la modélisation. ©C, Girard, 2017

3.2.1.1.1 La composition

Le flux de matières résiduelles doit être décliné en plusieurs catégories (aussi appelées fractions de matières) afin de tenir compte des différences au niveau des propriétés des matières. La composition en termes de fractions peut être déterminée à partir d'études de caractérisation spécifiques au gisement étudié. Il s'agit généralement des données les plus accessibles et qui varient le plus selon le flux de matières résiduelles étudié.

La composition élémentaire, la teneur en eau et la teneur en cendres sont des données qui sont rarement disponibles spécifiquement pour le flux de déchets à l'étude. Il existe au moins une centaine d'ouvrages publiés entre 1990 et aujourd'hui qui portent sur la caractérisation des matières résiduelles et qui offrent ce type de données pour diverses fractions d'ordures ménagères. Cependant, la plupart de ces études présentent des résultats pour un nombre limité de fractions de déchets ou pour un nombre limité de paramètres (Götze, Boldrin, Scheutz, & Astrup, 2016). Une étude danoise récente, reconnue pour son exhaustivité, a caractérisé 48 catégories de déchets différentes et sert à titre de référence pour déterminer les données manquantes pour la composition. Cette étude fournit entre autres la composition élémentaire déclinée en 24 éléments, la teneur en eau, la teneur en cendres et le PCI de chacune des fractions (Riber, Petersen, & Christensen, 2009). La base de données de Doka Life Cycle Assessment est également utilisée puisqu'elle fournit un niveau de détail plus élevé pour les plastiques et inclut une caractérisation pour les résidus domestiques dangereux (RDD) (Doka, 2003).

3.2.1.1.2 Les propriétés physiques et chimiques

Les propriétés physico-chimiques décrites dans cette section comprennent la taille et la forme des particules, la masse volumique et le pouvoir calorifique.

Taille et forme

La granulométrie est une des propriétés fondamentales en traitement des solides. La granulométrie peut être exprimée sous plusieurs formes : fractions massiques, distributions de probabilités ou distributions cumulatives. Généralement pour les matières résiduelles, les distributions sont en termes de masse plutôt qu'en termes de particules.

Soit $f(y)$ une fonction de densité qui décrit la distribution granulométrique sur un intervalle allant de y_{\min} à y_{\max} et soit $F(y)$, la fonction cumulative qui décrit la fraction massique de particules de taille plus petite ou égale à y :

$$\int_{y_{\min}}^{y_{\max}} f(y) dy = 1 \quad (3-1)$$

$$f(y) = \frac{dF(y)}{dy} \quad (3-2)$$

La courbe cumulative est obtenue en intégrant la courbe de distribution. Les fractions massiques sont déduites de la courbe cumulative.

Parmi les études d'analyse granulométrique recensées pour les ordures ménagères (Biddulph, 1987; Ruf, 1974; Vesilind, 1980), l'étude la plus complète recensée est celle de Ruf qui a établi des fonctions de distribution de probabilité pour caractériser la granulométrie de 13 catégories de déchets à l'état brut, mais aussi après des broyages primaire et secondaire réalisés par des broyeurs à marteaux (Tableau 5-3, Annexe C). À partir de ces fonctions, les distributions peuvent être tracées et les fractions massiques présentes dans chaque classe sont déterminées (Figure 3-3). Ses travaux ont été cités dans certains ouvrages importants et articles récents (Velis et al., 2010; Vesilind & Rimmer, 1981).

La caractérisation des flux comprend toujours une catégorie de déchets « autres » qui sont les matières dont la nature ne peut être identifiée ou catégorisée. Il s'agit souvent de particules fines, donc la granulométrie est supposée semblable aux résidus alimentaires ou inertes (verre, roches/gravier).

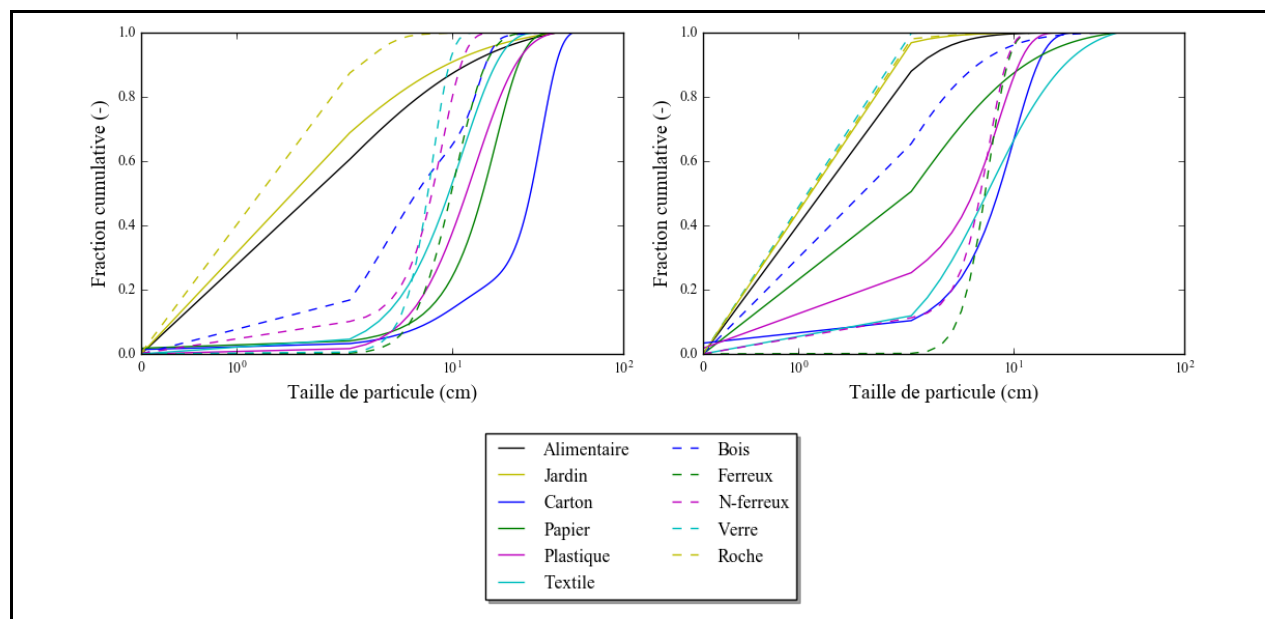


Figure 3-3 : Fonctions cumulatives de différentes catégories d'ordures ménagères à l'état brut (gauche) et à l'état broyé (droite). Données tirées de (Ruf, 1974)

Le chercheur a eu recours à un tamis vibrant pour mesurer les tailles de particules, méthode la plus employée pour caractériser les matières résiduelles. Cette technique, bien que simple, peu coûteuse et rapide, comprend une limite importante : la mesure de tailles des particules est grandement affectée par la forme des particules. Le tamisage mesure le *sieve equivalent diameter*, donc la taille 2D d'une particule pour une orientation donnée (Hogg, Turek, & Kaya, 2004). Un fruit sphérique de diamètre D et un bâton de bois de diamètre D d'une très grande longueur peuvent appartenir à la même classe de taille, mais diffèrent grandement au niveau de la forme. Idéalement pour chaque taille de classe donnée, une distribution de formes de particules doit être attribuée, mais un tel niveau de détail n'est pas disponible dans la littérature. Les travaux de simulation présentés dans la revue de littérature se sont plutôt basés sur des hypothèses simplifiées en divisant les classes de taille sur des domaines et en attribuant une forme à chaque domaine (Rosenkranz & Kuyumcu, 2010; Zwisele & Böhm, 2015). Des hypothèses sur les formes ont donc été formulées à partir de données d'une caractérisation d'ordures ménagères montréalaises qui a été réalisée en collaboration avec le CRIQ à l'été et à l'automne 2016. Des dimensions caractéristiques moyennes ont été posées (Tableau 5-4, Annexe C).

Masse volumique

Il existe plusieurs définitions de la masse volumique dépendamment de la méthode de mesure choisie. La masse volumique en vrac (*bulk density*) correspond à la masse d'un échantillon lorsque mis en vrac divisé par le volume total occupé. Cette valeur pour une matière donnée n'est pas fixe et dépend de son degré de compaction. La masse volumique en vrac dépend donc fortement des conditions dans laquelle se retrouvent les matières résiduelles : déposée dans un contenant, compactée préalablement dans un camion ou par un autre équipement, préalablement broyée ou mise en ballot. Elle dépend aussi de la géométrie, de la taille et des propriétés de surface des particules individuelles.

Le Tableau 5-5 (Annexe C) présente les valeurs de masse volumique en vrac mesurées pour différents types de matières et types de mélanges. On constate que pour certaines matières, notamment le papier, la matière organique et les pellicules plastiques, le degré de compaction fait fortement varier la valeur.

Il est difficile de calculer adéquatement la masse volumique en vrac pour un mélange de matières résiduelles hétérogènes à partir de ses constituants. En effet, peu de travaux disponibles dans la littérature se sont consacrés à l'étude de ce paramètre et encore moins au développement de modèles. La seule relation empirique recensée tient compte d'un nombre très limité de fractions de matières (bois, papier, carton et résidus de jardin) (Savage et al., 1984).

Pour évaluer le comportement aérodynamique d'un objet (dans le classificateur à air), la masse volumique apparente est nécessaire, soit la masse volumique qui tient compte des pores présentes dans le matériau. Le calcul de cette propriété peut s'avérer complexe puisqu'il doit tenir compte de la porosité du matériau et également de la présence du fluide (air/eau) qui varie selon l'humidité de la matière. La masse volumique matérielle, mesurée lorsque le matériau est broyé suffisamment fin pour ne pas tenir compte des pores, est une donnée plus facilement accessible et sert à titre d'approximation (Tableau 5-5, Annexe C).

Pouvoir calorifique

Les deux principales mesures du contenu énergétique sont le pouvoir calorifique inférieur (PCI) et le pouvoir calorifique supérieur (PCS). Le PCI correspond au PCS dont on a soustrait l'énergie de condensation de la vapeur d'eau qui se retrouverait dans les gaz de combustion. La relation entre ces deux variables est donnée par l'équation suivante (Christensen, 2011b) :

$$PCS_{kj} = PCI_{kj} + (HUM_{\%} + H_{\%} * 8,937) * 24,45 \quad (3-3)$$

où HUM est la teneur en eau sur base humide et H est la teneur en hydrogène sur base humide.

Dans les installations de valorisation thermochimique, l'eau demeure la plupart du temps sous forme de vapeur dans les gaz de combustion et ne libère pas son énergie par condensation, d'où l'importance de se baser sur le pouvoir calorifique inférieur (PCI) pour la conception et l'opération des installations. La méthode accessible la plus précise pour calculer le pouvoir calorifique d'un flux hétérogène de matières résiduelles consiste à attribuer un pouvoir calorifique moyen à chacune des fractions qui constituent le flux de déchet et à calculer le pouvoir calorifique total en se basant sur la composition du flux (Christensen, 2011b). Les valeurs de PCI données par l'étude danoise proviennent de mesures expérimentales à l'aide d'une bombe calorimétrique.

3.2.1.2 Paramétrisation des opérations

Le schéma qui suit présente la structure développée pour uniformiser la modélisation des opérations (Figure 3-4).

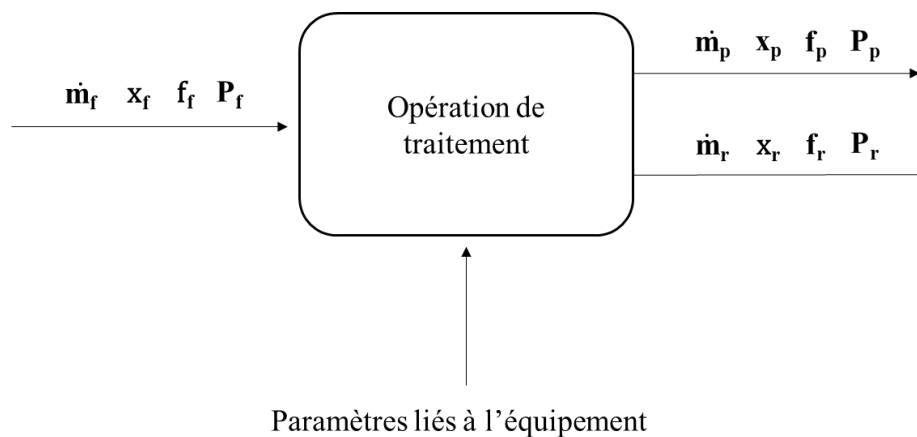


Figure 3-4: Structure développée pour modéliser les opérations de traitement mécanique

©C, Girard, 2017

où :

\dot{m}_f , \dot{m}_p et \dot{m}_r sont respectivement les vecteurs de débits massiques associés à chaque catégorie de matière pour l'entrée, le produit et le rejet respectivement.

x_f , x_p et x_r sont les vecteurs de fractions massiques pour chaque classe de taille pour **une** **catégorie de matière donnée** à l'entrée, dans le produit et le rejet respectivement.

\mathbf{f}_f , \mathbf{f}_p et \mathbf{f}_r sont les vecteurs de fonctions de probabilité selon la classe de taille pour **une catégorie de matière donnée** à l'entrée, dans le produit et le rejet respectivement. Il y a donc autant de vecteurs granulométriques (\mathbf{x} et \mathbf{f}) qu'il y a de catégories de matières pour un système donné.

\mathbf{P}_f , \mathbf{P}_p et \mathbf{P}_r sont des matrices multidimensionnelles de propriétés et de composition (masse volumique, forme, composition élémentaire, teneur en eau, en cendres, PCI) pour l'entrée, le produit et le rejet respectivement.

\mathbf{y} est le vecteur de classes de tailles de particules. À noter que, seulement pour le modèle du broyeur, y_l correspond à la classe de taille la plus grande et y_n , à la classe la plus petite. Pour les autres modèles, inversement, y_l correspond à la classe de taille la plus petite.

Les relations clés entre les différentes variables sont les suivantes :

$$\dot{\mathbf{m}}_f = \dot{\mathbf{m}}_p + \dot{\mathbf{m}}_r \quad (3-4)$$

$$\dot{\mathbf{m}}_r = \mathbf{A} \dot{\mathbf{m}}_f \quad (3-5)$$

$$\dot{\mathbf{m}}_p = (\mathbf{I} - \mathbf{A}) \dot{\mathbf{m}}_f \quad (3-6)$$

$$\mathbf{x}_p = \mathbf{G}_p \mathbf{x}_f \quad (3-7)$$

$$\mathbf{x}_r = \mathbf{G}_r \mathbf{x}_f \quad (3-8)$$

où \mathbf{A} est une matrice diagonale de coefficients de transfert ($a_{i=j}$ est le coefficient de transfert pour chaque catégorie de matière i) et \mathbf{G}_p et \mathbf{G}_r sont des matrices diagonales ou triangulaires de modification granulométrique pour le produit et pour le courant de rejets respectivement.

\mathbf{G}_p et \mathbf{G}_r s'appliquent uniquement sur les fractions massiques pour le modèle du broyeur, mais peuvent s'appliquer sur les distributions en termes de probabilités pour les autres modèles (démonstration à l'Annexe D). Ces matrices varient selon la catégorie de matière. Il peut donc y avoir autant de matrices \mathbf{G}_p et \mathbf{G}_r qu'il y a de catégories de matières.

3.2.1.2.1 Broyeur à marteaux

Puisque que cet équipement n'est pas un équipement de séparation, $\mathbf{x}_r = \mathbf{G}_r = \dot{\mathbf{m}}_r = 0$

$$\mathbf{A} = \begin{cases} 1 & \text{si } i = j \\ 0 & \text{si } i \neq j \end{cases} \quad (3-9)$$

$$\mathbf{G}_p = (\mathbf{I} - \mathbf{C})\mathbf{D}(\mathbf{I} - \mathbf{DC})^{-1} \quad (3-10)$$

Le calcul de la matrice \mathbf{D} , le cœur du broyeur, est issu d'une démarche mathématique complexe seules les équations clés sont présentées ci-dessous (Trezek & Savage, 1980).

La matrice \mathbf{C} correspond à l'effet de classification de la grille située sous les marteaux. C'est une matrice diagonale dont les éléments de la diagonale c_i correspondent à la fraction qui est recirculée dans le broyeur pour une classe de taille y_i donnée. Pour la calculer, le modèle pose une valeur de 1 pour les tailles de particules supérieures ou égales à la taille des ouvertures de la grille et une valeur de 0 pour les particules de tailles inférieures.

$$\mathbf{D} = \mathbf{T} \mathbf{J}(\tau) \mathbf{T}^{-1} \quad (3-11)$$

$$\mathbf{J}(\tau) = \begin{cases} 0 & \text{si } i \neq j \\ \int_0^\infty \exp[(-s_i \tau) \theta] \mathbf{r}(\theta) d\theta & \text{si } i = j \end{cases} \quad (3-12)$$

$$\mathbf{T}_{ij} = \begin{cases} 0 & \text{si } i < j \\ 1 & \text{si } i = j \\ \sum_{k=j}^{i-1} \left(\frac{b_{ik} s_k}{s_i - s_j} \right) \mathbf{T}_{kj} & \text{si } i > j \end{cases} \quad (3-13)$$

où τ est le temps de résidence moyen des particules, θ est la variable de temps adimensionnelle et $\mathbf{r}_\theta(\theta)$ est la distribution de temps de résidence normalisée.

Soit la distribution de temps de résidence $\mathbf{r}_t(t)$, la probabilité qu'une particule quitte le broyeur après un certain laps de temps à la suite de son entrée. La valeur moyenne de la courbe de distribution est le temps de résidence moyen τ . La distribution de temps de résidence $\mathbf{r}_t(t)$ peut être normalisée en introduisant la variable adimensionnelle $\theta = t/\tau$. On obtient la distribution de temps normalisée de la façon suivante :

$$\mathbf{r}_\theta(\theta) = \frac{\mathbf{r}_t(t)}{\tau} \quad (3-14)$$

Cette distribution de temps normalisée a l'avantage d'être indépendante du débit et est utilisée à des fins de modélisation. La Figure 5-9 à l'Annexe D montre la distribution normalisée utilisée pour la modélisation.

Les auteurs du modèle ont développé deux relations empiriques qui relient τ au débit d'alimentation pour des grilles aux ouvertures de 1,3 cm et 2,5 cm (Shiflett & Trezek, 1979) :

$$\tau_{1,3} = 109,4 (\dot{m}_{1,3})^{0,05} \quad (3-15)$$

$$\tau_{2,5} = 49,0 (\dot{m}_{2,5})^{0,06} \quad (3-16)$$

L'augmentation du débit d'alimentation augmente la masse retenue dans le broyeur ainsi que le temps de résidence des particules. Le choix de l'espacement de la grille influence également le temps de résidence des particules et est donc un paramètre d'équipement important du modèle. Afin de pouvoir approximer le temps de résidence pour des broyeurs avec des tailles de grilles y_m différentes, l'équation suivante a été formulée:

$$\tau_{y_m} = \frac{110}{y_m} * y_{\text{ref}} * \dot{m}_{y_m}^{0,05} \quad (3-17)$$

où y_{ref} est la grille de référence, soit 1,3 cm.

3.2.1.2.2 Crible rotatif

Les équations développées pour paramétrer le modèle du crible rotatif sont les suivantes :

$$\mathbf{A} = \begin{cases} \sum_{k=1}^n p_{r_k} x_{f_{i_k}} & \text{si } i = j \\ 0 & \text{si } i \neq j \end{cases} \quad (3-18)$$

où x_{f_i} correspond à la distribution granulométrique à l'alimentation de la catégorie de matière i , p_{r_k} correspond à la probabilité de passage selon la classe de taille et où $k=1$ à n correspond aux classes de tailles de particules.

$$\mathbf{G}_r = \begin{cases} \frac{\mathbf{p}_r \dot{m}_{f_k}}{\dot{m}_{r_k}} & \text{si } i = j \\ 0 & \text{si } i \neq j \end{cases} \quad (3-19)$$

$$\mathbf{G}_p = \begin{cases} \frac{\mathbf{p}_p \dot{m}_{f_k}}{\dot{m}_{p_k}} & \text{si } i = j \\ 0 & \text{si } i \neq j \end{cases} \quad (3-20)$$

où \dot{m}_{f_k} , \dot{m}_{p_k} et \dot{m}_{r_k} correspondent respectivement aux débits d'alimentation, de produit et de rejet pour une catégorie de matière k .

$$\mathbf{p}_r = \mathbf{1} - (\mathbf{1} - \mathbf{p}^*)^n \quad (3-21)$$

$$\mathbf{p}_p = (\mathbf{1} - \mathbf{p}^*)^n \quad (3-22)$$

$$p_i^* = \begin{cases} \left(1 - \frac{y_i}{y_m}\right)^2 f_a & y_i \leq y_m \\ 0 & y_i > y_m \end{cases} \quad (3-23)$$

$$p_{2i}^* = \begin{cases} \frac{(y_m - y_i \lambda_{0i})^2}{y_m^2} f_a & y_i \leq y_m \\ 0 & y_i > y_m \end{cases} \quad (3-24)$$

$$\lambda_0 = \frac{\frac{\mathbf{y}}{y_m}}{8 - \frac{4\mathbf{y}}{y_m}} + \left[\left[\frac{\frac{\mathbf{y}}{y_m}}{8 - \frac{4\mathbf{y}}{y_m}} \right]^2 + 0,5 \right]^{0,5} \quad (3-25)$$

où \mathbf{y} est le vecteur de classes de tailles de particules, \mathbf{p}^* est le vecteur de probabilités de passage après un contact, qui se calcule avec la formule (3-23) ou (3-24), \mathbf{p}_r est le vecteur de probabilités de passage après n contacts, \mathbf{p}_p est le vecteur de probabilités de non-passage après n contacts.

Les paramètres d'équipements intrants du modèles sont ceux qui déterminent le nombre de contacts n , soit $y_m, f_a, L, R, \beta, \delta$ (équations (2-16), (2-17) et (2-18)).

La taille des ouvertures est fixée en fonction de l'objectif de la séparation. On fixe normalement la taille des mailles selon la taille maximale des particules de la matière qu'on souhaite tamiser. À noter qu'ici on suppose que la fraction fine constitue le rejet de l'équipement, mais il peut s'agir de la fraction grossière dépendamment du contexte.

Le choix de l'angle d'inclinaison repose sur un compromis entre la capacité de traitement et l'efficacité de récupération. En effet, l'augmentation de l'angle d'inclinaison permet d'augmenter le débit de matière tamisée sans augmenter l'encombrement dans le crible, mais elle a aussi pour effet de diminuer le temps de résidence de la matière et par conséquent, de diminuer le taux de récupération. Une valeur d'inclinaison inférieure à 5° permet généralement d'atteindre ce compromis (Figure 2-14).

La longueur et le rayon du crible sont fixés selon les dimensions standards qu'on retrouve en industrie, en fonction de la capacité du procédé.

3.2.1.2.3 Classificateur à air vertical

Les équations développées pour paramétrer le modèle du classificateur à air vertical sont les suivantes :

$$\mathbf{A} = \begin{cases} \sum_{k=1}^n (1 - \varphi_{i_k}) x_{f_{i_k}} & \text{si } i = j \\ 0 & \text{si } i \neq j \end{cases} \quad (3-26)$$

où x_{f_i} correspond à la distribution granulométrique à l'alimentation de la catégorie de matière i , φ_{i_k} correspond à la fraction qui est séparée dans la fraction légère (répartition) selon la catégorie de matière i et l'indice $k=1$ à n correspond aux classes de tailles de particules.

$$\mathbf{G_p} = \begin{cases} \frac{\boldsymbol{\varphi} \dot{m}_{f_k}}{\dot{m}_{p_k}} & \text{si } i = j \\ 0 & \text{si } i \neq j \end{cases} \quad (3-27)$$

$$\mathbf{G_r} = \begin{cases} \frac{(1 - \boldsymbol{\varphi}) \dot{m}_{f_k}}{\dot{m}_{r_k}} & \text{si } i = j \\ 0 & \text{si } i \neq j \end{cases} \quad (3-28)$$

$$\boldsymbol{\varphi} = \frac{1}{\sigma \sqrt{2\pi}} e^{-\mathbf{z_c}^2/2} \quad -\infty < \mathbf{z_c} < \infty \quad (3-29)$$

$$z_{c_i} = \frac{v_{air} - v_{t_{moy_i}}}{C_{vc} v_{t_{moy_i}}} \quad (3-30)$$

où $\boldsymbol{\varphi}$ est le vecteur de probabilités de la répartition dans la fraction légère, $\mathbf{z_c}$ est le vecteur de variables standards, $\mathbf{v_{t_{moy}}}$ est le vecteur de vitesses terminales moyennes. Les éléments de ces trois vecteurs sont déterminés pour les différentes classes de tailles de particules. v_{air} correspond à la vitesse de l'air qui circule dans le classificateur et C_{vc} est le coefficient de variation.

L'équation (2-21) présentée dans le chapitre précédent sert à calculer la vitesse terminale associée à chaque particule en se servant des hypothèses de formes et de dimensions (Tableau 5-4, Annexe C).

Il existe cependant des variations dans les caractéristiques des particules, notamment pour le coefficient de traînée, la masse volumique, l'aire projetée et le volume. Tel qu'énoncé dans les

hypothèses du modèle, on peut supposer que les variations de caractéristiques pour une taille de particule donnée suivent une loi normale. La fonction de probabilité de la vitesse terminale est donc de la forme :

$$f(v_t) = \frac{1}{\sigma \sqrt{2\pi}} e^{-\frac{(v_t - v_{t_{moy}})^2}{2\sigma^2}} \quad -\infty < v_t < \infty \quad (3-31)$$

où v_t est la vitesse terminale d'une particule de taille i , $v_{t_{moy}}$ est la vitesse terminale moyenne pour la classe de taille i et σ est l'écart type. On cherche à connaître la proportion de particules qui terminent leur parcours dans la fraction légère et la fraction lourde. Une particule dont la vitesse terminale est inférieure à la vitesse de l'air est en théorie entraînée par le courant d'air et termine sa course dans la fraction légère. La fraction de particules dont la vitesse terminale est inférieure à la vitesse de l'air peut être exprimée par la fonction de densité suivante:

$$\varphi(z_c) = \frac{1}{\sigma \sqrt{2\pi}} e^{-\frac{z_c^2}{2}} \quad -\infty < z_c < \infty \quad (3-32)$$

$$z_c = \frac{v_{air} - v_{t_{moy}}}{C_{vc} v_{t_{moy}}} \quad (3-33)$$

où z_c correspond à la variable standard pour une loi normale centrée $N(0,1)$ et C_{vc} est un coefficient de variabilité (pour substituer à la variance, $\sigma^2 = C_{vc} v_{t_{moy}}$) et v_{air} est la vitesse de l'air.

La valeur de la fonction de distribution cumulative φ correspond donc à la fraction des particules d'une classe de taille i qui terminent leur course dans la fraction légère. Il est possible de trouver des tables de statistiques qui fournissent la valeur de la fonction φ selon z (Balakrishnan & Chen, 1997).

Le paramètre d'équipement pour ce modèle est donc la vitesse de l'air (qui peut être calculé en divisant le débit volumique d'air par l'aire transversale de la colonne).

3.2.1.2.4 Séparateur magnétique

Les équations développées pour paramétrer le modèle du séparateur magnétique sont les suivantes :

$$\mathbf{A} = \begin{cases} \sum_{k=1}^n \phi_{i_k} x_{f_{i_k}} & \text{si } i = j \text{ et si } i = \text{métaux ferreux} \\ \mathbf{c} & \text{si } i = j \text{ et si } i = \text{fibres souillées} \\ & \text{ou si } i = j \text{ et si } i = \text{résidus alimentaires} \\ 0 & \text{si } i \neq j \end{cases} \quad (3-34)$$

où x_{f_i} correspond à la distribution granulométrie à l'alimentation de la catégorie de matière i , ϕ_{i_k} correspond à la fraction qui est séparée dans la fraction légère selon la catégorie de matière i et l'indice $k = 1$ à n correspond aux classes de tailles de particules. Le vecteur \mathbf{c} contient les coefficients de transfert pour tenir compte de la contamination.

$$\mathbf{G}_r = \begin{cases} \frac{\phi \dot{m}_{f_k}}{\dot{m}_{r_k}} & \text{si } i = j \\ 0 & \text{si } i \neq j \end{cases} \quad (3-35)$$

$$\mathbf{G}_p = \begin{cases} \frac{(1 - \phi) \dot{m}_{f_k}}{\dot{m}_{p_k}} & \text{si } i = j \\ 0 & \text{si } i \neq j \end{cases} \quad (3-36)$$

$$\phi = \frac{1}{\sigma \sqrt{2\pi}} e^{-z_m^2/2} \quad -\infty < z_m < \infty \quad (3-37)$$

$$z_{m_i} = \frac{\text{if}_m - \text{if}_{\text{moy}_i}}{C_{vm} \text{if}_{\text{moy}_i}} \quad (3-38)$$

où ϕ un le vecteur de probabilité d'attraction des métaux ferreux par l'aimant, \mathbf{z}_m est le vecteur de variables standards, \mathbf{if}_{moy} est le vecteur d'indices de force moyens requis pour soulever les particules magnétiques. Les éléments de ces trois vecteurs sont déterminés pour les différentes classes de tailles de particules. if_m correspond à l'indice de force moyen développé par l'aimant.

Les matrices \mathbf{G}_p et \mathbf{G}_t sont des matrices identité pour les matières séparées autres que les métaux ferreux. On suppose qu'il n'y a pas de sélectivité granulométrique au niveau de la séparation par contamination en matières organiques et fibres souillées.

La démarche utilisée pour calculer la séparation des métaux ferreux est semblable à celle du classificateur à air. Il est supposé que la variation de caractéristiques pour une taille de particule donnée suit une loi normale. La fonction de probabilité est de la forme :

$$f(if_m, if_{moy}) = \frac{1}{\sigma \sqrt{2\pi}} e^{-(if_m - if_{moy})^2 / 2\sigma^2} \quad (3-39)$$

L'écart type est substitué par un coefficient de variation C_{vm} (valeur de 0,25 déterminée par les auteurs du modèle) et l'indice de force. La variable standard z_m est donnée par :

$$z_m = \frac{if_m - if_{moy}}{C_{vm} if_{moy}} \quad (3-40)$$

La fonction devient alors :

$$\phi(z_m) = \frac{1}{\sigma \sqrt{2\pi}} e^{-z_m^2 / 2} \quad (3-41)$$

La valeur de la fonction de distribution cumulative ϕ correspond donc à la fraction des particules d'une catégorie de taille i dont l'indice de force est inférieur à l'indice de force développé par l'aimant. En calculant cette valeur pour chaque classe de taille de particule, il est possible de calculer l'efficacité de récupération des métaux ferreux.

Il existe une relation entre l'indice de force développé par l'aimant, sa largeur et la hauteur à laquelle est suspendu l'aimant (Figure 3-5).

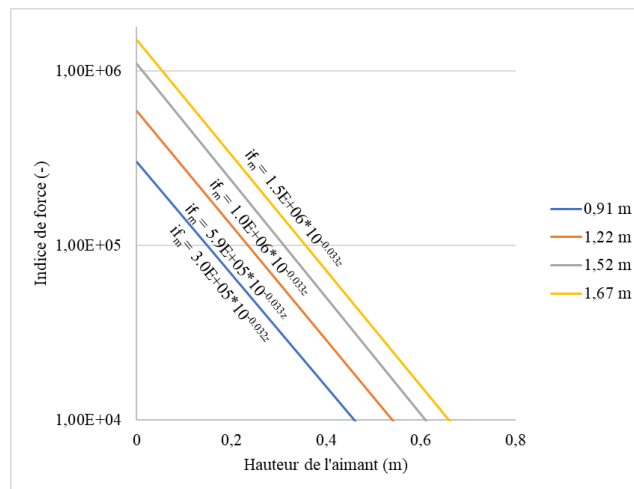


Figure 3-5 : Indice de force de l'aimant en fonction de sa largeur et de sa hauteur. Données tirées de (Savage et al., 1984)

La hauteur de l'aimant par rapport aux matières résiduelles se calcule en soustrayant la hauteur de l'encombrement à la hauteur de la suspension de l'aimant par rapport au convoyeur (z_s). La hauteur de l'encombrement z_b peut être calculé de la façon suivante (Savage et al., 1984) :

$$z_b = F_{\text{corr}} \frac{\dot{Q}_f}{L_{\text{conv}} * v_{\text{conv}}} \quad (3-42)$$

où L_{conv} est la largeur du convoyeur, v_{conv} est sa vitesse, \dot{Q}_f est le débit volumique de déchets et F_{corr} est un facteur de correction que les chercheurs fixent à 1,2.

L'indice de force minimal requis pour déplacer une particule magnétique dépend de sa taille et de l'encombrement sur le convoyeur. En traçant les données expérimentales fournies par les auteurs du modèle, on constate que les courbes suivent une même tendance (Figure 3-6).

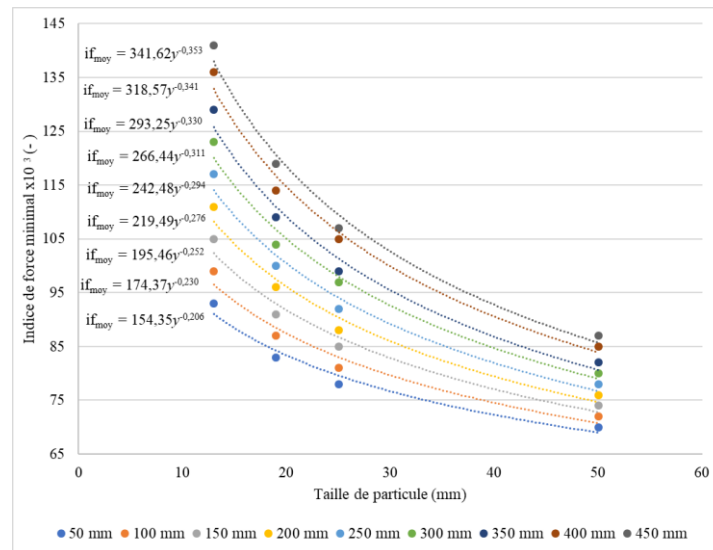


Figure 3-6 : Indice minimal requis pour soulever une particule magnétique en fonction de la taille et de la hauteur de l'encombrement. Données tirées de (Savage et al., 1984)

Une équation d'interpolation a été déterminée en établissant une relation linéaire entre la constante de proportionnalité et z_b , de même qu'entre l'exposant et z_b :

$$if_{\text{moy}} = (0,4747z_b + 126,43) * y^{(0,4747z_b + 126,43)} \quad (3-43)$$

Cette loi de puissance générale permet d'évaluer l'indice de force minimal dans le cas où la hauteur de l'encombrement calculée ou les classes de tailles de particules ne coïncident pas avec les données expérimentales fournies.

Pour ce qui est de la contamination, l'hypothèse de contamination tirée de la littérature est utilisée (10% de contamination par résidus alimentaires et fibres souillées).

Les paramètres de l'équipement nécessaires au modèle sont donc ceux qui permettent d'évaluer l'indice de force développé par l'aimant et l'indice de force nécessaire pour chaque taille de particule : v_{conv} , L_{conv} , z_s et la largeur de l'aimant.

3.2.1.2.5 Séparateur par courant de Foucault

Pour les raisons énoncées dans la section 2.3, la modélisation du séparateur par courant de Foucault se fait à l'aide de coefficients de transfert.

$$\mathbf{A} = \begin{cases} \text{CT} & \text{si } i = j \text{ et si } i = \text{métaux non ferreux} \\ \mathbf{c} & \text{si } i = j \text{ et si } i = \text{résidus alimentaires} \\ & \text{ou si } i = j \text{ si } i = \text{fibres souillées} \\ 0 & \text{si } i \neq j \end{cases} \quad (3-44)$$

Les matrices \mathbf{G}_p et \mathbf{G}_r sont des matrices identité puisque le modèle ne tient pas compte de la sélectivité granulométrique.

Une contamination de 10% de résidus alimentaires et fibres souillées est supposée.

3.2.1.2.6 Trieur optique proche infrarouge (NIR)

Pour les raisons énoncées dans la section 2.3, la modélisation des trieurs optiques NIR se fait à l'aide de coefficients de transfert.

Tri négatif de PVC

$$\mathbf{A} = \begin{cases} \text{CT} & \text{si } i = j \text{ et si } i = \text{PVC} \\ 0 & \text{si } i \neq j \end{cases} \quad (3-45)$$

Tri positif de CDD

$$\mathbf{A} = \begin{cases} 1 - \mathbf{CT}_{\text{CDD}} & \text{si } i = j \text{ et si } i = \text{matières combustibles} \\ 1 - \mathbf{c} & \text{si } i = j \text{ et si } i = \text{matières non combustibles} \\ 0 & \text{si } i \neq j \end{cases} \quad (3-46)$$

où \mathbf{CT}_{CDD} est le vecteur d'efficacité de séparation des matières combustibles (plastiques non chlorés, fibres, bois, textiles, pneus, etc.) et le vecteur \mathbf{c} contient les coefficients de transfert de contamination en matières non combustibles.

Les matrices G_p et G_r dans les deux cas sont des matrices identité puisque les modèles ne tiennent pas compte de la sélectivité granulométrique.

3.2.2 Développement du modèle économique

Parmi les deux méthodes d'analyse économique présentées dans la revue de littérature, la méthode des heuristiques est sans contredit la méthode la mieux adaptée pour les besoins de l'outil. Cette méthode est suffisamment sensible pour estimer la variation des coûts entre deux configurations d'équipements différentes.

3.2.2.1 Investissement en capital

Le Tableau 5-6 à l'Annexe D présente les facteurs utilisés par les deux sources mentionnées dans la section 2.4. La méthodologie proposée par l'ouvrage de Peters et al. (2002) est générale en comparaison avec l'étude de Caputo et al. (2002b), qui a établi les heuristiques basées sur un procédé de production de CDD. Par conséquent, la méthode de Caputo et al. est retenue.

Ainsi, pour estimer l'investissement total en capital, il importe d'évaluer avec la plus grande précision le coût des équipements nécessaires au procédé. Les coûts des équipements pouvant faire partie d'une chaîne de production de CDD ont été recensés par l'entremise de manufacturiers locaux ou via la littérature (Tableau 5-7, Annexe D). Il est à noter que les prix des équipements provenant de manufacturiers étrangers ont été convertis en dollars canadien et que tous les prix ont été ajustés pour 2018 (Bank of Canada, 2017). Un autre coût important non considéré dans le tableau est le coût du terrain. Un centre de tri ayant une capacité de traitement d'environ 12 500 t/an nécessite une aire de terrain approximative de 2 200 m² (Resource Recycling Systems & StewardEdge, 2012).

3.2.2.2 Coût total de production

Le Tableau 5-8 à l'Annexe D présente les heuristiques de calcul du coût total annuel de production pour un procédé typique de matières solides (Peters et al., 2002) ainsi que celles proposées par l'organisme Waste Diversion Ontario pour les centres de tris ontariens (Resource Recycling Systems & StewardEdge, 2012). Les lignes directrices de Waste Diversion Ontario servent de référence pour le développement de l'outil d'analyse économique, la méthodologie étant adaptée au contexte local, donc susceptible d'offrir une meilleure estimation.

3.2.2.2.1 Coûts spécifiques au procédé

Certains coûts de production doivent être évalués de façon spécifique au procédé : les coûts en main d'œuvre, les coûts en utilités, les coûts en transport, les coûts de gestion des résidus et les taxes foncières.

Coûts en main d'œuvre

Le coût annuel de la main d'œuvre (T) dépend du nombre et type de main d'œuvre, du nombre d'heures d'opération et se calcule comme suit (Cimpan et al., 2016; Combs, 2012) :

$$T = \sum \text{TRAV}_i * \text{NB}_{\text{QT}} * \text{HR}_{\text{QT}} * \text{SALAIRE}_i * \text{JR}_{\text{OP}} \quad (3-47)$$

où TRAV_i est le nombre d'employés de poste i requis par quart de travail, NB_{QT} est le nombre de quart de travail par jour, HR_{QT} est le nombre d'heures par quart et de travail, SALAIRE_i est le taux horaire de l'employé de poste i et JR_{OP} est le nombre de jours opérationnels par année.

On peut supposer que la main d'œuvre nécessaire pour opérer une installation de production de CDD est semblable pour un centre de tri de même capacité (Tableau 5-9, Annexe D). La seule donnée pouvant différer significativement d'un centre de tri de matières recyclables est le nombre d'opérateurs pour le tri manuel puisque les objectifs de récupération sont différents. Tel que mentionné dans la sous-section 2.3.2.7, pour calculer le nombre de trieurs, on pose comme règle qu'un trieur peut trier en moyenne 1,35 tonnes en une heure (Resource Recycling Systems & StewardEdge, 2012).

Coûts en utilités

Les coûts liés aux utilités de production proviennent principalement de la consommation en électricité. Les coûts varient donc selon les types d'équipements présents dans la chaîne de procédé. La consommation électrique d'un équipement i par tonne de matières résiduelles traitée peut être estimée de la façon suivante :

$$\text{ELEC}_i = \frac{P_{wi} F_{\text{charge}_i}}{\dot{m}_{t/h} F_{\text{temps}}} \quad (3-48)$$

où P_{wi} est la puissance électrique (Tableau 5-7, Annexe D), F_{charge_i} est le facteur de charge de l'équipement i , F_{temps} est le facteur de temps et $\dot{m}_{t/h}$ est le débit massique traité.

La puissance doit être ajustée par un facteur de charge puisque les équipements n'opèrent pas à leur puissance maximale. Un facteur de charge de 80 % peut être attribué aux équipements de procédé et un facteur de 50 %, pour les équipements mobiles (Cimpan et al., 2016). Il est généralement admis que les équipements d'un procédé de traitement des matières résiduelles opèrent entre 75 % et 85 % du temps en raison des arrêts pour la maintenance, les réparations, le nettoyage, etc. (Cimpan et al., 2016; Combs, 2012). Une valeur moyenne de 80 % est considérée comme facteur de temps.

Le coût annuel en électricité d'une chaîne de n équipements se calcule en considérant un tarif moyen de 4,97 ¢/kWh :

$$J = 0,0497 \dot{m}_{t/an} \sum_i^n \text{ELEC}_i + P_{w\text{fixe}} \quad (3-49)$$

où $P_{w\text{fixe}}$ est le coût fixe annuel calculé en multipliant la puissance maximale des équipements par le tarif de moyenne puissance d'Hydro-Québec, 14,43 \$/kW (Hydro-Québec, 2017).

Coût de transport du CDD et gestion des rejets

Pour estimer le coût du transport de matières résiduelles par camion, une règle du pouce a été suggérée par un partenaire municipal, soit 0,10 \$/t*km (Desjardins, communication personnelle, 4 avril 2017). Les rejets du procédé doivent être transportés et éliminés dans un lieu d'enfouissement technique. Un tarif moyen de 65 \$/t qui inclut le transport, les frais d'enfouissement, les taxes et les redevances est suggéré par un partenaire municipal comme approximation (L. Desjardins, communication personnelle, 15 février 2018). À noter que le coût de l'enfouissement des matières varie en fonction de la situation et dépend du contexte d'appels d'offre. Une municipalité qui génère un grand volume de matières résiduelles comme la Ville de Montréal peut bénéficier de tarifs plus faibles que ceux généralement affichés pour les plus petits générateurs.

3.2.2.2.2 Revenus annuels

Bien qu'une installation de production de CDD constitue une dépense pour une municipalité, certains revenus possibles permettent de diminuer la charge financière du projet. D'abord, advenant la séparation de métaux ferreux et non ferreux dans la chaîne du procédé, ces derniers peuvent être

mis en ballots et être vendus à des courtiers sur le marché du recyclage. Le revenu associé à la vente des métaux ferreux et non ferreux est approximé par :

$$RV = \text{Prix}_{\text{al}} * \dot{m}_{\text{n-ferr}} + \text{Prix}_{\text{ferr}} * \dot{m}_{\text{ferr}} \quad (3-50)$$

où Prix_{al} et $\text{Prix}_{\text{ferr}}$ sont les prix de vente de l'aluminium et des métaux ferreux sur le marché du recyclage (1030 \$/t et 250 \$/t respectivement (RECYC-QUÉBEC, 2017)), $\dot{m}_{\text{n-ferr}}$ et \dot{m}_{ferr} sont les débits de métaux non ferreux séparés par courant de Foucault et de métaux ferreux séparés par aimant.

En Europe, les CSR peuvent aussi représenter une source de revenu. Les CSR de moyen PCI peuvent être vendus entre 20 et 30 euros la tonne, et ceux co-incinérés en cimenterie, jusqu'à 10 euros la tonne (FREDEREC & COMPTE-R, 2015). La prise en compte de tels types de revenus dépend grandement du contexte.

3.2.2.3 Coût net

Pour pouvoir comparer la faisabilité économique des différentes alternatives de traitement mécanique, il est nécessaire de ramener les coûts sur une base commune, soit le coût pour une tonne de déchet traitée. Pour ce faire, le capital d'investissement doit être annualisé à l'aide d'un facteur de recouvrement (FRC) (Cimpan et al., 2016; Combs, 2012) :

$$\text{FRC} = \frac{i_{\text{réel}}(i_{\text{réel}} + 1)^N}{(1 + i_{\text{réel}})^N - 1} \quad (3-51)$$

où N est la durée de vie économique et $i_{\text{réel}}$ est le taux d'intérêt réel.

Le taux d'intérêt réel inclut le taux d'emprunt ainsi que le taux d'inflation. Le taux d'emprunt pour une municipalité comme la Ville de Montréal est inférieur à celui accordé à une entreprise et varie entre 3 et 4 % (M. Roberge, communication personnelle, 17 août 2017). Le taux d'inflation moyen dans les 10 prochaines années au Canada peut être estimé à 2 % (Knoema, 2018). Le taux d'intérêt réel est donc fixé à 5,5 %.

La durée de vie économique d'un projet comme un centre de tri de matières recyclables ou un centre de production de CDD est généralement posée à 10 ans. La durée de vie économique des équipements de procédé est également estimée à 10 ans alors que celle du bâtiment est plutôt posée à 20 ans. À la fin de la période économique considérée, le bâtiment et le terrain ont donc une valeur

résiduelle. Des heuristiques basées sur les centres de tri ont été fournies par un partenaire municipal afin d'évaluer leur valeur résiduelle (M. Roberge, communication personnelle, 18 septembre 2017) :

$$VR_{\text{bât}} = VI_{\text{bât}} (1 - 0,05)^N \quad (3-52)$$

$$VR_{\text{terrain}} = VI_{\text{terrain}} (1 + 0,04)^N \quad (3-53)$$

où $VR_{\text{bât}}$ est la valeur résiduelle du bâtiment (perte annuelle de 5 %), $VI_{\text{bât}}$ est sa valeur initiale, VR_{terrain} est la valeur résiduelle du terrain (gain annuel de 4 %) et VI_{terrain} est sa valeur initiale.

La valeur résiduelle est une valeur future, mais il est possible d'annualiser ce revenu avec la formule suivante:

$$VR_{\text{an}} = (VR_{\text{bât}} + VR_{\text{terrain}}) \left[\frac{i_{\text{réel}}}{(1 + i_{\text{réel}})^N - 1} \right] \quad (3-54)$$

On calcule donc le coût par tonne de déchet traitée (CTD) et le coût net (CN) de la façon suivante :

$$CTD = \frac{CTP + (FRC * IC)}{\dot{m}_{t/\text{an}}} \quad (3-55)$$

$$CN = CTD - \frac{RV}{\dot{m}_{t/\text{an}}} - \frac{VR_{\text{an}}}{\dot{m}_{t/\text{an}}} \quad (3-56)$$

où CTP est le coût total de production, IC est l'investissement en capital et $\dot{m}_{t/\text{an}}$ est le débit annuel.

3.2.3 Validation de l'outil

Afin de valider si l'outil permet de simuler adéquatement un procédé de traitement mécanique de matières résiduelles, les modèles sont validés individuellement en comparant les résultats obtenus avec des études expérimentales. Une chaîne de procédé incluant ces équipements est également simulée.

Bien qu'il existe de nombreuses études sur les équipements de traitement mécanique, peu sont celles qui fournissent le détail nécessaire pour la validation des modèles. Par exemple, la granulométrie des matières est rarement fournie alors qu'il s'agit d'un paramètre essentiel pour étudier l'efficacité de traitement, ou encore, les données de bilans massiques sont incomplètes. Le détail technique des équipements est de plus rarement fourni. Les études qui ont été sélectionnées

pour chaque modèle sont celles qui fournissent le plus haut niveau de détails tout en ayant une crédibilité. Dans cette section est présentée la démarche employée pour la validation.

3.2.3.1 Broyeur à marteaux

Afin de valider le broyeur à marteaux, un broyage primaire et secondaire est simulé et comparé aux résultats de l'étude de Ruf, l'étude la plus complète qui sert également de référence pour la granulométrie des matières (section 3.2.1) (Ruf, 1974).

3.2.3.1.1 Description des équipements

- Broyeur primaire : broyeur à marteaux horizontal de capacité de 30 t/h avec une grille de tamisage aux mailles rectangulaires de 11,4 x 20,3 cm.
- Broyeur secondaire : broyeur à marteaux horizontal de capacité de 20 t/h avec une grille de tamisage aux mailles rectangulaires de 8,9 x 25,2 cm.

Les broyeurs sont situés sur la même chaîne de traitement et les échantillons après broyage ont été collectés la même journée. L'auteur mentionne que les autres équipements présents sur la chaîne de procédé ont été désactivés pendant la caractérisation, laissant donc supposer que la matière qui sort du premier broyeur entre dans le deuxième broyeur sans subir de transformation intermédiaire.

3.2.3.1.2 Paramètres de modélisation

Le Tableau 5-10 à l'Annexe E montre le détail des paramètres nécessaires à la modélisation des deux broyages. Des dimensions des grilles carrées d'aire équivalente aux mailles rectangulaires sont posées. La granulométrie est exprimée selon 10 classes de taille (Tableau 3-1).

Tableau 3-1 : Classes de tailles utilisées pour la modélisation du broyeur

Classes	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Taille (cm)	0,0780	0,156	0,313	0,625	1,25	2,50	5,00	10,0	20,0	40,0

Rappelons que les valeurs des paramètres s_1 , α et K^* proposées par les auteurs ont été déterminé par rétrocalcul pour simuler le broyage primaire d'un courant d'ordures ménagères mixtes dont le contenu n'a pas été spécifié (Figure 3-7, gauche). Tel qu'énoncé dans les limites du modèle (sous-section 2.3.2.1), les auteurs n'ont pas validé si le modèle permet de prédire la réduction de taille de

toute matière malgré l'hétérogénéité des propriétés mécaniques qu'on retrouve dans les matières résiduelles. Le modèle a été repris pour simuler cette fois-ci le broyage d'un courant d'ordures ménagères de composition similaire aux rejets du centre de tri (Figure 3-7, droite). Les résultats aberrants obtenus prouvent que les paramètres déterminés par les auteurs ne sont pas adaptés à d'autres contextes et qu'une meilleure compréhension des paramètres cinétiques est nécessaire.

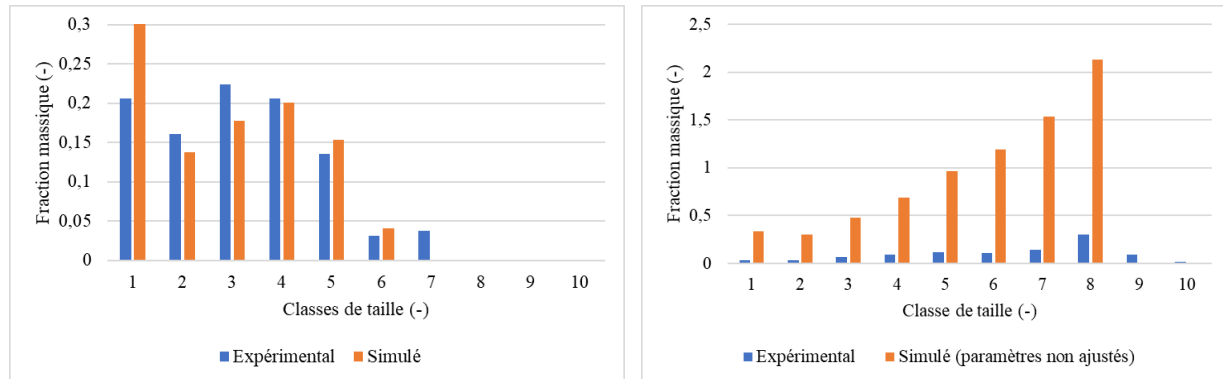


Figure 3-7 : Résultats de l'étude de cas qui a servi au développement du modèle de broyeur (droite) et résultats obtenus pour la simulation du broyage d'un courant d'ordures ménagères de composition différente en utilisant les mêmes paramètres cinétiques (gauche).

Pour répondre à ce besoin, une nouvelle méthodologie est développée pour évaluer les paramètres cinétiques propre à chaque catégorie de matière (papier, carton, résidus alimentaires, etc.) en se basant sur les données expérimentales de Ruf qui fournissent la granulométrie des matières à l'état brut, après broyage primaire et secondaire (Figure 3-3, Tableau 5-3). Les résultats obtenus contribueront à faire avancer la recherche sur le broyage des matières résiduelles, un sujet encore peu abordé dans la littérature.

Une approche d'optimisation non linéaire différente de celle des auteurs est utilisée, basée sur la programmation quadratique séquentielle. Les paramètres s_1 , α_1 et K^* sont calculés de façon à minimiser l'erreur (somme des carrés des résidus [SSR]) entre la distribution granulométrique mesurée expérimentalement et celle obtenue par simulation. La fonction objectif à minimiser s'écrit donc comme suit :

$$SSR = \sum_{i=1}^n (x_{\text{exp}_i} - x_{p_i})^2 \quad (3-57)$$

où x_{exp_i} appartient au vecteur de fractions massiques \mathbf{x}_{exp} pour les classes allant de i à 10. Ce sont les fractions massiques mesurées expérimentalement pour chaque matière.

Le vecteur granulométrique \mathbf{x}_p dépend non-linéairement des paramètres s_1 , α et K^* comme il a été expliqué dans la sous-section 2.3.2.1. Les variables du problème sont bornées ainsi :

$$0 \leq s_1 \leq 1 \quad (3-58)$$

$$0 \leq \alpha \quad (3-59)$$

$$0 \leq K^* \quad (3-60)$$

La fonction est minimisée sous les contraintes suivante :

$$\sum_{i=1}^n x_{p_i} = 1 \quad (3-61)$$

$$bb_{21} = \frac{K^*}{s_1} \left(\frac{y_2^2}{y_1 y_2} \right)^{\alpha/2} = 1 \quad (3-62)$$

où bb_{21} est l'élément de la matrice \mathbf{B} cumulative, la matrice \mathbf{BB} .

La première contrainte s'assure que la somme des fractions massiques du produit vaut 1 et la deuxième contrainte s'assure qu'il y a conservation de la masse au sein du broyeur. L'approche des auteurs, basée sur la méthode des pénalités, permet de trouver une solution sans satisfaire nécessairement toutes les contraintes. La nouvelle méthode d'ajustement par moindres carrés non linéaire a été testée pour reproduire les résultats de l'étude de cas du modèle et on constate qu'elle permet effectivement de trouver une meilleure solution au problème (Tableau 3-2). La somme des fractions massiques est égale à 1 et la valeur de bb_{21} est plus proche de 1. À noter que le problème dans cette situation particulière n'admet pas de solution sous les deux contraintes, donc seule la contrainte (3-61) a été posée.

Tableau 3-2 : Résultats obtenus par deux approches d'optimisation non linéaire

	Démarche initiale	Démarche modifiée
s_1	0,291	0,306
α	0,804	0,900
K^*	0,276	0,457
bb_{21}	0,717	1,09

	Démarche initiale	Démarche modifiée
$\sum_{i=1}^n x_{p_i}$	0,98	1

3.2.3.2 Crible rotatif

Les résultats d'une étude consacrée à l'évaluation de la performance d'un crible rotatif pour la production de CDD sont utilisés pour valider le modèle. L'étude consistait plus précisément à évaluer la performance d'un crible rotatif situé en début de chaîne, avant broyage, afin d'enlever les matières des ordures ménagères ne nécessitant pas de réduction de taille (Cal Recovery Inc. & Midwest Research Institute, 1979; Harvey, 1983).

3.2.3.2.1 Description de l'équipement

Le crible rotatif a des mailles circulaires de 12 cm de diamètre. La longueur du crible est de 14,2 m, son diamètre, 3 m, et son inclinaison est de 5 degrés. Le crible possède 59 chicanes (*lifters*) et le ratio f_a est 0,283. La capacité du crible est 62 t/h.

3.2.3.2.2 Paramètres de modélisation

Tous les paramètres nécessaires à la modélisation sont fournis dans la description de l'étude (Tableau 5-11, Annexe E) mis à part la granulométrie qui est approximée par des distributions typiques d'ordures ménagères (Ruf, 1974). Les deux formes de probabilités (équations (2-10) et (2-19)) sont testées afin de valider quelle équation permet de mieux représenter le taux de passage réel des particules.

3.2.3.3 Classificateur à air vertical

L'étude sélectionnée caractérise la récupération de matières combustibles dans un classificateur à air vertical de grande capacité faisant partie d'une chaîne de production de CDD à Baltimore County (Maryland, États-Unis) (Biddulph, 1987; Savage, Diaz, Hopkins, & Simister, 1981).

3.2.3.3.1 Description de l'équipement

Le classificateur à air vertical a une capacité de 61,5 t/h. De l'air à une vitesse de 8,9 m/s circule et les matières résiduelles sont éjectées à contre-courant. Le classificateur traite des ordures ménagères mixtes composées principalement de papiers, plastiques, aluminium et métaux ferreux.

3.2.3.3.2 *Paramètres de modélisation*

Les paramètres liés à l'équipement sont fournis, mais plusieurs hypothèses sont posées au niveau des propriétés des matières (Tableau 5-12, Annexe E). La granulométrie est fournie, mais est présentée sous forme d'histogrammes non gradués. On observe cependant que la granulométrie des matières est très fine et s'apparente à un broyage secondaire. Des hypothèses sont formulées pour la forme et la masse volumique des matières et font l'objet d'analyses de sensibilité.

La forme des particules broyées n'a pas été vérifiée expérimentalement, donc elle est assumée similaire aux matières brutes (Tableau 5-4, Annexe C). Quelques ajustements ont été nécessaires pour les métaux ferreux et non ferreux, car une canne en métal se déforme durant le broyage et ne demeure pas cylindrique.

Une version du modèle qui tient compte de la variation des propriétés selon une loi normale et une version qui ne tient pas compte de la loi normale sont utilisées afin de vérifier la validité de l'hypothèse #3 du modèle (sous-section 2.3.2). Aucune valeur de coefficient de variation n'est suggérée par les auteurs du modèle, donc on suppose une valeur égale au coefficient utilisé pour la séparation magnétique.

3.2.3.4 **Séparateur magnétique de type suspendu**

Une étude a été consacrée à l'évaluation de la performance d'un séparateur magnétique de type suspendu pour séparer les métaux ferreux d'ordures ménagères mixtes provenant de la ville d'Appleton (États-Unis) (Simister & Bendersky, 1980).

Les matières traitées sont des ordures ménagères de la ville d'Appleton, au Wisconsin, préalablement broyées qui contiennent environ 5 % de métaux ferreux.

3.2.3.4.1 *Description de l'équipement*

Le séparateur magnétique est de type suspendu, l'aimant est incliné à 21 degrés au-dessus du convoyeur d'alimentation. La largeur du convoyeur est 1,1 m et sa vitesse 1,1 m/s.

3.2.3.4.2 Paramètres de modélisation

Les paramètres posés pour la modélisation sont regroupés dans le Tableau 5-13 (Annexe E). La granulométrie des métaux ferreux broyés et la masse volumique en vrac n'ont pas été mesurées dans le cadre de l'étude et sont donc estimées.

La masse volumique d'ordures ménagères mixtes est très variable dépendamment des transformations subies précédemment. Des ordures ménagères humides broyées non compactées ont une masse volumique en vrac autour de 70 kg/m^3 (Ruf, 1974). Sur un convoyeur, les matières sont compactées, menant possiblement à une masse volumique plus élevée, d'où le besoin de faire une analyse de sensibilité sur la valeur choisie. La largeur de l'aimant n'est pas non plus spécifiée, seulement la largeur du convoyeur. D'après une photo du montage, l'aimant semble dépasser légèrement la largeur du convoyeur. Ce paramètre fera également l'objet d'une analyse de sensibilité. L'hypothèse de la loi normale est vérifiée comme dans le cas du classificateur à air.

3.2.3.5 Chaîne de procédé

L'étude choisie pour valider la chaîne de procédé consistait à évaluer la performance d'une chaîne de production de CDD à partir de déchets industriels et commerciaux (Figure 3-8). Des bilans de masse et d'énergie ont été réalisés (Nasrullah, Vainikka, Hannula, Hurme, & Kärki, 2014). La composition des différents courants en termes de fractions massiques et de composition élémentaire, ainsi que certaines propriétés clés (teneur en eau, cendres, PCI) sont fournies (Figure 5-12 et Figure 5-13, Annexe E). Des diagrammes de Sankey ont été élaborés et seront présentés dans la section des résultats à titre de comparaison.

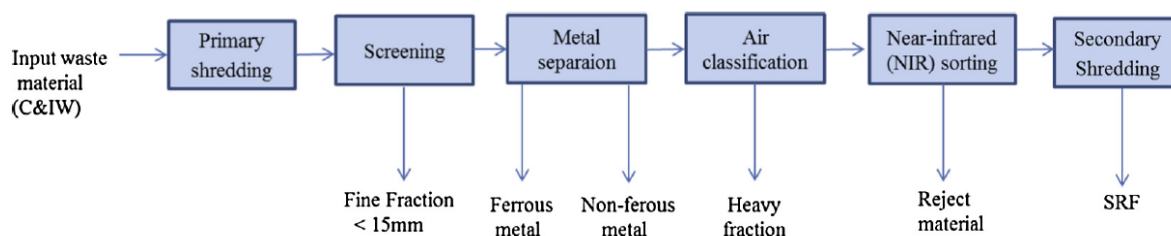


Figure 3-8 : Schéma de la chaîne de production de CDD. «Mass, energy and material balances of SRF production process. Part 1: SRF produced from commercial and industrial waste » par M.

Nasrullah et al., 2014, Waste Management, 34, p.1400. ©Elsevier, 2014. Reproduit avec permission

3.2.3.5.1 Description des équipements

Les équipements présents dans la chaîne de traitement sont les suivants :

- Broyeur primaire : broyeur qui broie les particules à une taille inférieure à 15 cm.
- Cribles rotatifs : une série de cribles rotatifs et de cribles non rotatifs (*jig*) enlèvent les particules de tailles inférieures à 15 mm. Le nombre de cribles n'est pas spécifié et les auteurs sont demeurés vagues sur l'implication du terme *jigging* (le *jig* est une sorte de tamis vibrant peu couramment abordé dans la littérature). Deux cribles rotatifs en série ont été posés.
- Séparateurs magnétiques : une série de séparateurs magnétiques sert à enlever les métaux ferreux. Le nombre de séparateurs n'est pas spécifié (on suppose deux séparateurs). Aucun détail technique sur l'aimant ou le convoyeur n'est donné.
- Séparateurs par courant de Foucault : une série de séparateurs magnétiques sert à enlever les métaux non ferreux. Tout comme les deux équipements précédents, le nombre de séparateurs n'est pas spécifié (on suppose deux séparateurs). Aucun détail technique n'est donné.
- Classificateur à air : classificateur où l'air et les déchets circulent à contre-courant. La configuration n'est pas spécifiée (on suppose un classificateur vertical).
- Trieur optique infrarouge : trieur positif qui identifie le papier et carton, le bois, le textile et les plastiques non chlorés. L'efficacité de séparation est donnée par les bilans de masse.
- Broyeur secondaire : broyeur qui donne au CDD final la granulométrie requise pour sa valorisation énergétique subséquente.

3.2.3.5.2 Paramètres de modélisation

Les bilans de masse montrent 79 tonnes de matières résiduelles traitées au total, mais aucune indication sur la capacité de traitement n'a été fournie. Puisqu'il s'agit d'un procédé de taille moyenne, une capacité de 30 t/h est posée pour les fins de modélisation. Peu de détails techniques sont fournis concernant les équipements. Il est possible d'en déduire une taille de grille de broyeur et de crible rotatif approximatives, mais en ce qui concerne les autres paramètres d'équipement,

des valeurs réalistes en se basant sur des dimensions de manufacturiers sont posées (Tableau 5-14, Annexe E).

3.2.4 Application de l'outil au cas des rejets de centre de tri

3.2.4.1 Caractérisation du flux

Il existe deux études de caractérisation des rejets du centre de tri de la Ville de Montréal géré par le groupe TIRU. La première étude a été réalisée par le Centre de recherche industrielle du Québec (CRIQ) en 2009 (Bernard et al., 2009). Le rapport fournit la composition (Figure 3-9) et plusieurs données de caractérisation, mais les données sont fournies pour l'ensemble des rejets du centre de tri et la contribution des différents types de matières n'est pas spécifiée. La masse volumique en vrac (73 kg/m^3) est cependant une donnée utile pour la modélisation.

La deuxième étude a été réalisée en 2011 par Éco Entreprises Québec (ÉEQ). La campagne de caractérisation s'est déroulée sur deux jours où cinq échantillons d'environ 100 kg chacun ont été collectés, triés manuellement en 66 catégories, puis pesés. Cette campagne de caractérisation plus exhaustive que la première sert de référence pour la composition du flux et les 66 catégories sont regroupées en 15 catégories pour les fins de modélisation (Figure 3-9). Pour estimer la composition élémentaire, la teneur en eau, la teneur en cendres et le PCI, les 66 catégories sont couplées aux catégories de l'étude danoise et celles de Doka (Tableau 5-15, Annexe F), puis regroupées dans les 15 catégories en pondérant selon les fractions massiques (Figure 3-9). Les propriétés telles la forme, la granulométrie et la masse volumique apparente des matières sont approximées par les données d'ordures ménagères (sous-section 3.2.1).

À noter que les plastiques sont déclinés en trois sous-catégories : polystyrène, plastiques non chlorés (PE, PET, PP, PLA, autres) et plastiques chlorés (PVC). L'un des défis dans la caractérisation des rejets du centre de tri est d'identifier les polymères qui se trouvent dans la catégorie « autres plastiques », soit 74 % des matières plastiques dans les rejets qui ne possèdent aucun numéro d'identification (#1 à #7). Cette catégorie est associée à la catégorie danoise « non-recyclable plastics » et il est supposé que le chlore présent dans cette catégorie provient majoritairement de PVC non identifié (Ma, Rotter, Hoffmann, & Lehmann, 2008). Sachant que le PVC contient 48 % massique de chlore, il est possible d'en déduire la quantité de PVC à partir de la composition élémentaire des « autres plastiques ».

On suppose l'absence de RDD dans les rejets destinés au traitement mécanique, puisque ces derniers sont enlevés en début de ligne par le tri manuel du centre de tri et ne sont pas mélangés avec l'ensemble des rejets (Camacho, communication personnelle, 28 septembre 2016).

En comparant les données du CRIQ et les hypothèses posées pour la modélisation, on constate un important écart au niveau de la quantité de verre. Cela viendrait expliquer pourquoi le PCI calculé est légèrement inférieur, la teneur en cendres est supérieure et pourquoi le chlore est légèrement plus dilué (Tableau 3-3).

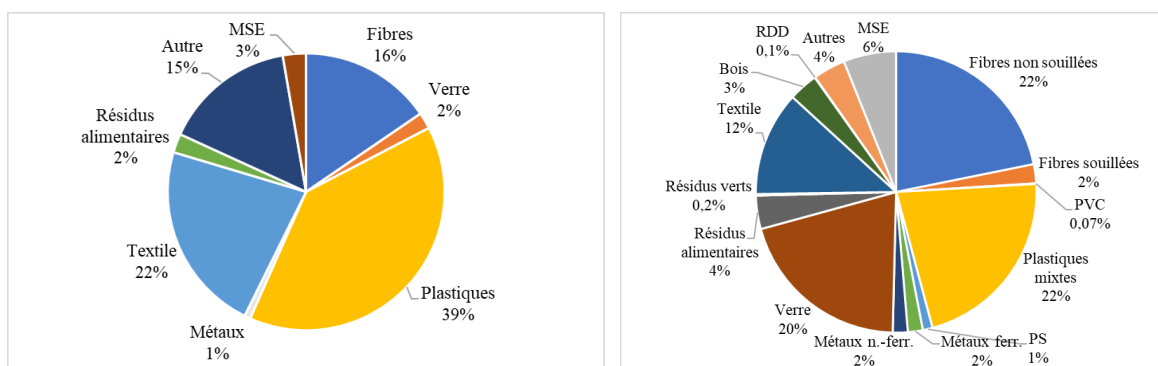


Figure 3-9 : Composition des rejets du centre de tri mesurée lors d'une campagne du CRIQ (gauche, données tirées de (Bernard et al., 2009)) et celle de ÉEQ regroupée en 15 catégories (droite)

Tableau 3-3 : Comparaison des propriétés des rejets à l'état brut

	PCI (MJ/kg _{sec})	Teneur en eau (% humide)	Teneur en cendres (% sec)	Teneur en chlore (% sec)
CRIQ	20	6	21	1,2
Estimé⁵	16	10	37	0,9

3.2.4.2 Voie de valorisation

La voie de valorisation à l'étude est la co-incinération en cimenterie. Contrairement aux autres alternatives de valorisation présentées dans le Tableau 2-1, beaucoup d'informations ont été obtenues de la part de la cimenterie CRH Canada située à Joliette. La cimenterie est reconnue pour valoriser énergétiquement des déchets industriels et de construction pour substituer une fraction

⁵ Estimé à partir de la caractérisation de ÉEQ

des carburants fossiles dans leurs fours (Goyette, 2015; Houde, 2014). Le Tableau 3-4 fournit les spécifications que doit respecter un CDD pour être accepté. Ces critères de qualité sont utilisés comme les contraintes au problème d'optimisation du procédé.

Tableau 3-4 : Spécifications pour la valorisation des CDD acceptés par la cimenterie CRH Canada

Critère de qualité du CDD	Valeur minimale	Rejets du centre de tri
PCI minimum (MJ/kg _{sec})	12	16
Concentrations limites en contaminants	Valeur maximale	
Chlore, Cl %	0,05	0,93
Soufre, S %	2,0	0,11
Cuivre, Cu (mg/kg _{sec})	500	240
Plomb, Pb (mg/kg _{sec})	100	71
Manganèse, Mn (mg/kg _{sec})	300	230
Vanadium, V (mg/kg _{sec})	300	145
Zinc, Zn (mg/kg _{sec})	500	310
Arsenic, As (mg/kg _{sec})	379	4
Chrome, Cr (mg/kg _{sec})	443	89
Nickel, Ni (mg/kg _{sec})	100	52
Sélénium, Se (mg/kg _{sec})	5	0,2
Cadmium, Cd (mg/kg _{sec})	5	2
Mercure, Hg (mg/kg _{sec})	2	0,10

En comparant les propriétés des rejets à l'état brut avec ces contraintes, on constate que seule la contrainte du chlore n'est pas respectée. Quoique présent en faible quantité, le PVC est la matière qui contribue le plus à la présence de chlore dans les rejets (Figure 3-10).

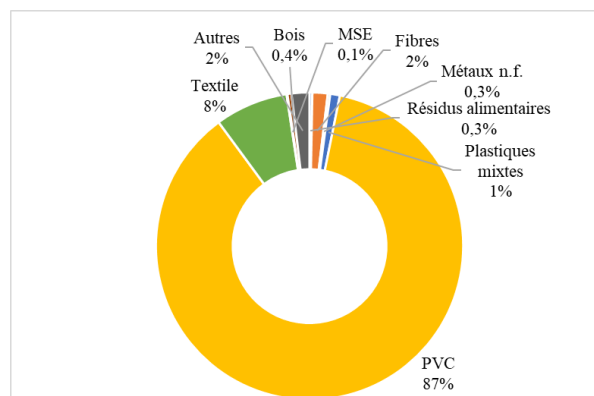


Figure 3-10 : Contribution du chlore dans les rejets du centre de tri à l'état brut

Cette observation vient appuyer les propos de la cimenterie, qui mentionnait que le principal enjeu concernant la valorisation des CDD produits à partir d'ordures ménagères dans leurs installations est la teneur élevée en chlore (R. Goyette, CRH Canada, communication personnelle, 7 juin 2016). La présence de chlore entraîne la génération de gaz acides ainsi que la formation de dioxines et de furanes, des substances très toxiques qui sont difficiles à retirer. À défaut de disposer d'un système de traitement des gaz qui assure un enlèvement quasi-total des halogènes, la cimenterie impose une limite beaucoup plus stricte que la moyenne aux fournisseurs de matières résiduelles (Tableau 3-5). Plusieurs projets sont à l'étude pour la compagnie afin d'assouplir cette contrainte, notamment en créant un certificat d'autorisation unifié qui permettrait de mélanger les matières et diminuer la concentration. Aussi, sur le plan technique, un projet à l'étude consiste à ajouter de la chaux dans le four rotatif pour neutraliser le chlore (Goyette, CRH Canada, communication personnelle, 7 juin 2016). Deux scénarios de teneur limite en chlore sont posés (0,05 % et 0,5 %) afin d'en étudier l'impact sur la chaîne de traitement.

Tableau 3-5 : Teneur limite en chlore pour la co-incinération en cimenterie en fonction du pays (Bernard et al., 2009; European Commission, 2003; GTZ GmbH & Holcim Group Support Ltd, 2006)

	CRH Canada	Italie	Autriche⁶	Allemagne⁷	Suède	Belgique	France	Espagne
Teneur limite (%)	0,05	0,9	1-2	1,5	1	0,5	0,5	0,25

3.2.4.3 Paramètres de modélisation

Des dimensions typiques d'équipements proposées par les manufacturiers pour un procédé de petite échelle (de l'ordre de 10 000 t/an) sont posées pour la modélisation du traitement mécanique (Tableau 5-16). Deux cribles rotatifs, un à maille fines et un à grandes mailles, sont définis. Dans le contexte des rejets de centres de tri, puisqu'il y a très peu de matière organique humide, l'objectif principal du crible rotatif est de retirer les inertes. La taille des mailles est posée de façon à ce que la majorité du verre soit tamisée tout en minimisant le retrait des matières combustibles.

En ce qui concerne le tri optique, une efficacité de l'ordre de 90 % peut être posée selon les manufacturiers. Pour le tri négatif de PVC, une efficacité plus conservatrice de 80 % est posée et pour le tri positif de CDD, les efficacité de récupération sont tirées des bilans massiques de Nasrullah et al. (2014).

⁶ 1 % : Ordures générales de PCI environ égal à 25 MJ/kg et 2% : Plastiques, papiers, textiles, bois

⁷ Plastiques, papiers, textiles, bois

CHAPITRE 4 RÉSULTATS ET ANALYSE CRITIQUE

Ce chapitre présente les résultats obtenus, couplés d'une analyse critique, pour les différentes étapes de la méthodologie détaillées dans le chapitre précédent. D'abord les résultats obtenus pour la validation des modèles individuels et pour la simulation d'une chaîne de traitement sont présentés, suivi des résultats obtenus de l'application de l'outil au cas des rejets du centre de tri de la Ville de Montréal.

4.1 Validation de l'outil

Les sous-sections qui suivent présentent les résultats obtenus pour valider les modèles, soient les modèles du broyeur à marteaux, du crible rotatif, du classificateur à air et du séparateur magnétique. Une chaîne de traitement mécanique regroupant plusieurs équipements est ensuite simulée et les résultats sont comparés à des résultats expérimentaux.

4.1.1 Broyeur à marteaux

Le Tableau 4-1 présente la solution du problème d'optimisation, soient les valeurs des paramètres cinétiques qui minimisent l'erreur entre la distribution granulométrique expérimentalement mesurée et celle obtenue par simulation pour un broyage primaire. Le problème s'est avéré non convexe en admettant plusieurs minimums locaux. Afin d'identifier le minimum global, une quarantaine de combinaisons de points de départ ont été utilisées. Un coefficient de corrélation r_c a été défini pour chaque catégorie et se calcule comme suit :

$$r_c = \sqrt{1 - \left(\frac{\sum_{i=1}^n (x_{\text{exp}_i} - x_{p_i})^2}{S_x} \right)} \quad (4-1)$$

$$\text{où } S_x = \sum_{i=1}^n (x_{p_i} - \bar{x}_p)^2 \quad (4-2)$$

où \bar{x}_p correspond à la moyenne des fractions massiques calculées.

Pour le verre, il a été impossible de trouver une solution sensée qui respecte les contraintes (3-61) et (3-62). En posant seulement la contrainte des fractions massiques, on obtient un résultat à faible erreur. Il est possible que cette différence soit due au comportement mécanique du verre qui se

distingue particulièrement des autres matières. On constate également que lorsqu'il n'y a pas ou presque peu de différence entre la granulométrie entrante et la granulométrie broyée, le solveur ne converge pas (s_I ne peut être nul, sinon certains termes matriciels sont divisés par 0). C'est le cas pour la catégorie « roches et gravier » et, comme on le verra plus loin, le broyage secondaire du verre et des résidus verts.

Tableau 4-1 : Paramètres cinétiques obtenus par ajustement non linéaire pour chaque catégorie de matière dans un broyeur primaire avec un temps de résidence de 11 secondes

	s_I	α	K^*	bb_{2I}	SSR	r_c
Résidus alimentaires	0,45	0,08	0,46	1,0	0,02	0,76
Résidus verts	0,44	0,01	0,44	1,0	0,06	0,50
Papier	0,46	0,72	0,59	1,0	0,03	0,79
Carton	0,15	0,58	0,19	1,0	0,15	0,63
Verre	0,78	0,80	2,18	2,1	0,006	0,97
Métaux f.	0,41	0,36	0,46	1,0	0,002	1,0
Métaux n.f.	0,45	0,09	0,46	1,0	0,002	1,0
Plastiques	0,46	0,64	0,57	1,0	0,035	0,92
Textile	0,49	0,59	0,60	1,0	0,096	0,75
Bois	0,44	0,26	0,48	1,0	0,08	0,79

En comparaison avec la Figure 3-7, la granulométrie prédite par simulation est nettement plus proche de la granulométrie mesurée expérimentalement (Figure 4-1).

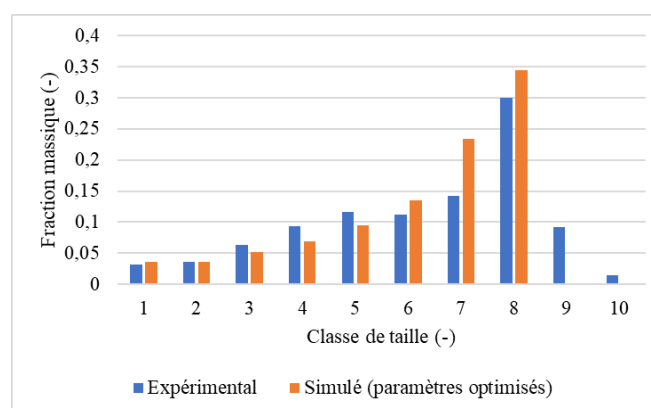


Figure 4-1 : Comparaison entre la distribution granulométrique expérimentale et celle obtenue par simulation après le broyage primaire d'un courant d'ordures ménagères (de composition comme les rejets du centre de tri). Se référer au Tableau 3-1 pour les classes de taille

La Figure 4-2 ci-dessous montre deux exemples de résultats obtenus par simulation, soit un résultat dont la valeur de la fonction est faible (métaux non ferreux, graphique de gauche) et un pour lequel l'erreur est plus importante (carton, graphique de droite). L'ensemble des résultats peut être consulté à l'Annexe E. On constate d'après les résultats que les distributions ayant une somme des carrés des résidus (SSR) faible sont caractérisées par un coefficient de corrélation (r_c) élevé.

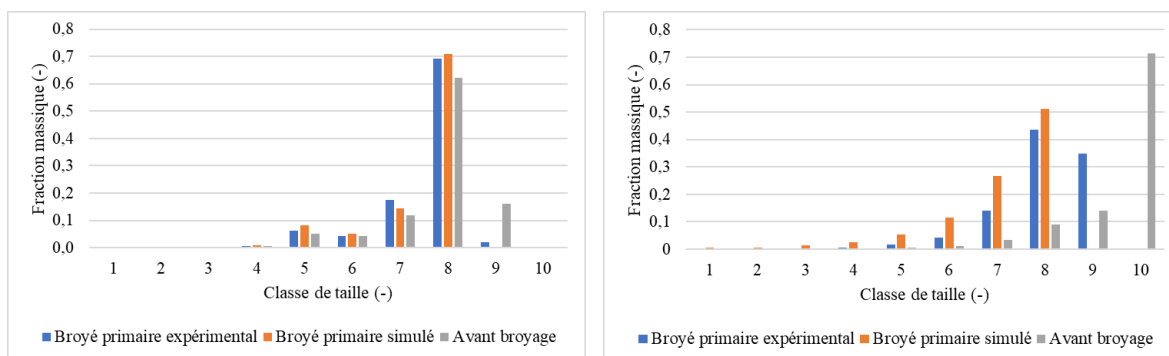


Figure 4-2 : Comparaison de la granulométrie mesurée expérimentalement et celle obtenue par simulation d'un broyage primaire pour les métaux non ferreux (gauche) et le carton (droite). Se référer au Tableau 3-1 pour les classes de taille

Le Tableau 4-1 révèle des tendances intéressantes. D'abord, on observe que s_I et K^* ont des valeurs très rapprochées, mais que K^* est toujours légèrement supérieur à s_I . Aussi, le verre se distingue par une valeur de s_I plus élevée. Rappelons que le paramètre s_I correspond à la fraction de la matière située entre 20 et 40 μm qui entre dans le processus de rupture. Un s_I élevé implique également des valeurs de s_i élevées dans les autres classes. Le verre est un matériau plus fragile que les autres matières, donc il est logique qu'une plus grande fraction de matières se rompe au sein du broyeur. Les s_I pour les autres matières sont d'un même ordre de grandeur. Afin d'expliquer la différence entre ces valeurs, plusieurs recherches sur les propriétés mécaniques des matériaux ont été réalisées, mais il a été vite constaté qu'il est difficile d'établir une relation entre s_I et les propriétés mécaniques des matériaux. En effet, dans le broyeur, les matières sont soumises à des forces de tension, compression et cisaillement. Il y a donc plusieurs propriétés mécaniques qui entrent en jeu dans la rupture d'un matériau.

Finalement, on observe que α varie beaucoup d'une matière à une autre. Or, en doublant le temps de résidence (de 11 s à 22 s), il a été observé que α ne change pas, mais que toutes les valeurs de s_I et K^* diminuent de moitié. Pour effectuer un même degré de réduction mais avec un temps de résidence deux fois plus élevé, il est logique que le degré de rupture s_I soit plus faible.

Une première hypothèse posée est que α serait indépendant des conditions d'écoulement, mais que s_I et K^* le sont.

Le broyage secondaire a été simulé afin de déterminer si cette hypothèse demeure valide dans une autre situation. Le broyeur secondaire est situé juste après le broyeur primaire, donc la granulométrie sortant du broyeur primaire est l'intrant du broyeur secondaire. Les conditions d'écoulement dans les deux broyeurs sont semblables (temps de résidence calculé de 11 secondes puisque la taille de grille équivalente est légèrement inférieure, mais le débit également). Si l'hypothèse posée est valide, alors s_I et K^* devraient être similaires au premier broyage, mais α , non.

Le Tableau 4-2 présente les résultats de l'optimisation des paramètres et la Figure 4-3 présente les résultats pour les métaux non ferreux et le carton. Les autres résultats peuvent être consultés à l'Annexe E. On voit que le solutionnaire n'a pas convergé pour le verre ni les résidus verts pour les raisons expliquées précédemment. Contrairement aux résultats obtenus pour le broyage primaire, la distribution obtenue pour le broyage secondaire des métaux non ferreux est caractérisée par une valeur élevée de SSR et par une valeur de r_c très faible.

Tableau 4-2 : Paramètres cinétiques obtenus par ajustement non linéaire pour chaque catégorie de matière dans un broyeur secondaire avec un temps de résidence de 11 secondes

	s_I	α	K^*	bb_{21}	SSR	r_c
Résidus alimentaires	0,47	0,01	0,47	1,0	0,003	0,99
Résidus verts	-	-	-	-	-	-
Papier	0,48	0,16	0,55	1,0	0,009	0,98
Carton	0,70	0,92	0,96	1,0	0,005	0,97
Verre	-	-	-	-	-	-
Métaux ferreux	1,0	1,14	1,48	1,0	0,08	0,89
Métaux non ferreux	0,70	0,61	0,87	1,0	0,2	0,06
Plastiques	0,54	0,32	0,60	1,0	0,04	0,78
Textile	0,51	0,45	0,60	1,0	0,02	0,99
Bois	0,49	0,11	0,5	1,0	0,06	0,97

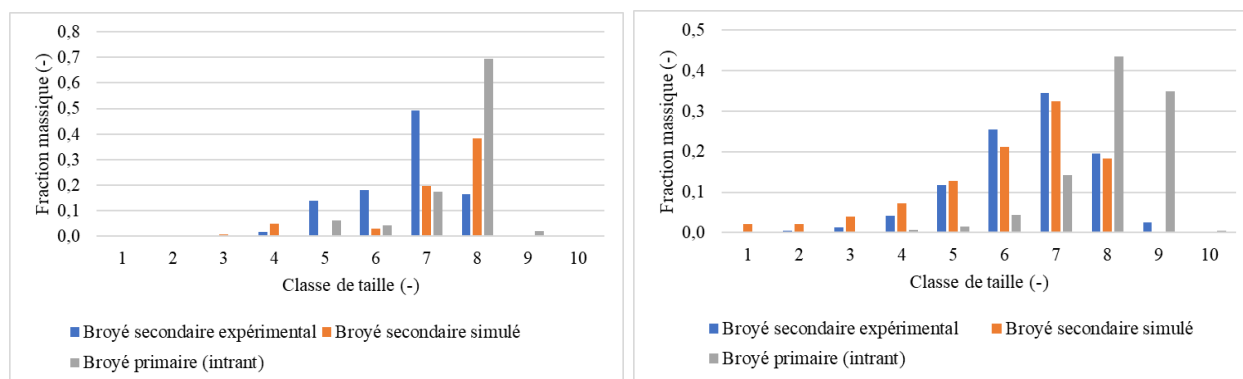


Figure 4-3 : Comparaison de la granulométrie mesurée expérimentalement et celle obtenue par simulation d'un broyage secondaire pour les métaux non ferreux (gauche) et le carton (droite)

En comparant les deux tableaux des résultats précédents, on constate que s_I est très similaire pour une même catégorie de matière dans la majorité des cas et il en est de même pour K^* . Cette observation vient appuyer l'hypothèse précédente, que s_I et K^* sont fonction du temps de résidence.

Pour ce qui est de α , on observe que dans la majorité des cas, le paramètre est plus faible pour le broyage secondaire que pour le broyage primaire pour une même matière. Il y a donc d'autres facteurs qui influencent α . Un premier élément de la réponse serait la granulométrie entrante. Si on regarde l'évolution de α en fonction du diamètre moyen arithmétique mesuré à l'alimentation du broyeur, on constate que α a tendance à augmenter avec la taille entrante (Figure 4-4).

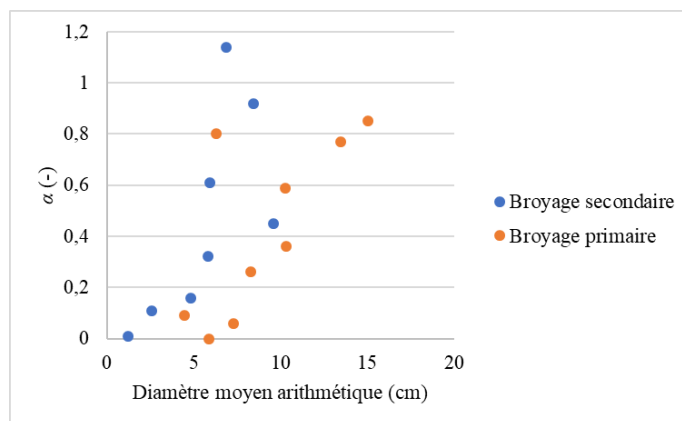


Figure 4-4 : Relation entre α et le diamètre moyen des matières alimentées dans le broyeur

Ces observations offrent des premiers éléments de réponse afin de mieux comprendre le sens physique des paramètres cinétiques qui dictent le broyage des matières résiduelles. Comme laissent

supposer les résultats, les paramètres calculés ne sont valides que pour les conditions d'écoulement et que pour les granulométries données. Si on modifie la granulométrie de certaines matières comme le ferait un crible rotatif, un séparateur magnétique ou encore un classificateur, alors α n'est plus valide et le modèle ne donne pas de résultats cohérents (somme des fractions massiques non égales à 1 ou même fractions négatives).

Donc le modèle développé avec les paramètres ajustés peut être utilisé pour simuler le broyage primaire des matières résiduelles en début de chaîne, mais ne peut pas être utilisé pour simuler le broyage de matières ayant subi un traitement préalable qui aurait modifié la granulométrie.

4.1.2 Crible rotatif

Le Figure 4-5 compare les résultats de la simulation aux résultats de l'étude. Deux modèles de crible sont comparés : un modèle qui emploie la formule de probabilité simplifiée p^* (simulé #1) et l'autre qui emploie la formule complexifiée p_2^* (simulé #2).

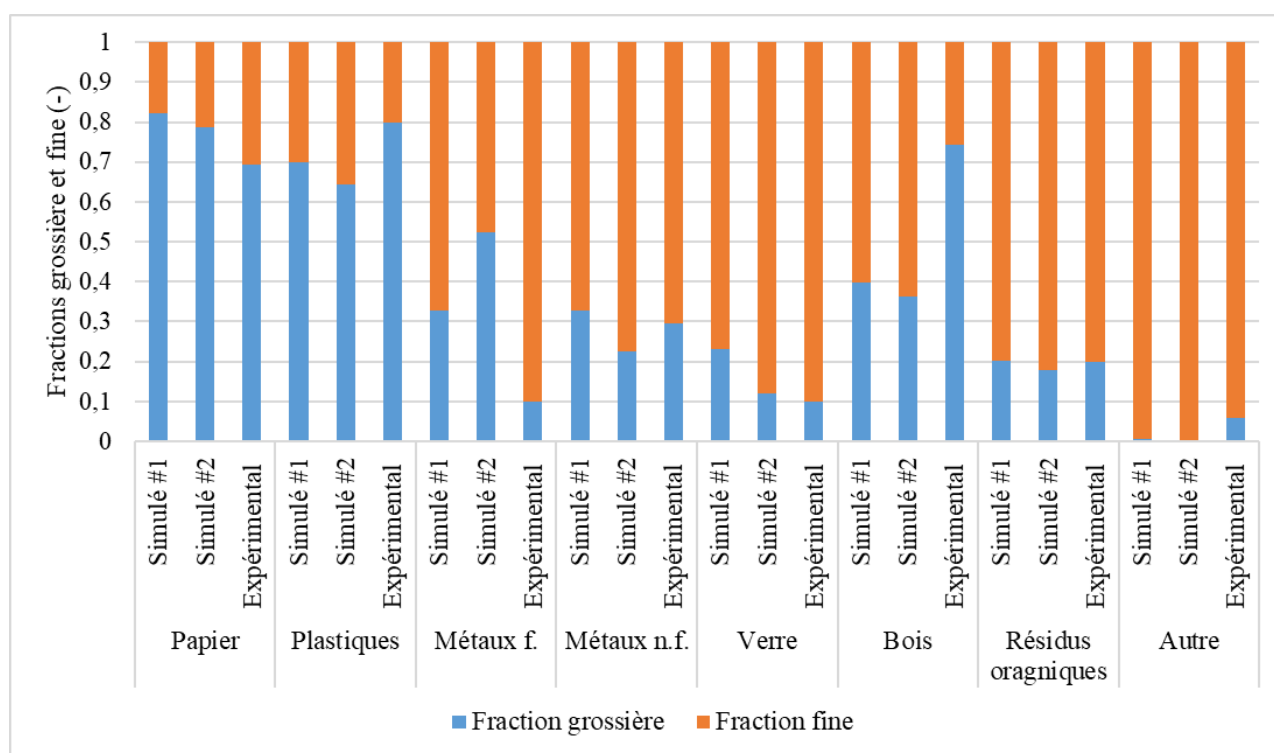


Figure 4-5 : Comparaison de la performance du crible rotatif mesurée expérimentalement et par simulation en employant la formule p^* (simulé #1) et la formule p_2^* (simulé #2)

On observe que, pour toutes les matières sauf le papier et le verre, l'utilisation de la formule simplifiée se rapproche davantage des résultats expérimentaux. Il n'est donc pas possible d'affirmer, avec les informations disponibles, que la formule p_2^* permet d'améliorer la représentativité du phénomène de tamisage. Les résultats montrent que le modèle permet de prédire de façon adéquate la séparation des matière résiduelles dans le crible rotatif. L'écart entre les résultats peut s'expliquer par les limites du modèles (sous-section 2.3.2.2), mais aussi par le fait que la granulométrie n'était pas spécifiée dans l'étude. Or, la granulométrie est une propriété qui peut varier selon la localisation dépendamment du système de gestion des matières résiduelles établi. Par exemple, dans le cas où une municipalité collecte séparément les matériaux de construction comme le bois, alors une granulométrie plus fine est susceptible de se trouver dans les ordures ménagères mixtes. Cela pourrait expliquer l'écart des résultats plus important pour la catégorie « bois ». L'écart des résultats pour les métaux ferreux pourrait également s'expliquer par les mêmes facteurs.

Analyses de sensibilité

En faisant varier les paramètres du crible rotatif, on constate que c'est la granulométrie des matières entrantes et la taille de maille posée qui ont le plus grand impact sur la récupération des matières dans la fraction fine (Figure 4-6). La longueur du crible, f_a et le rayon ont moins d'influence sur la probabilité de passage.

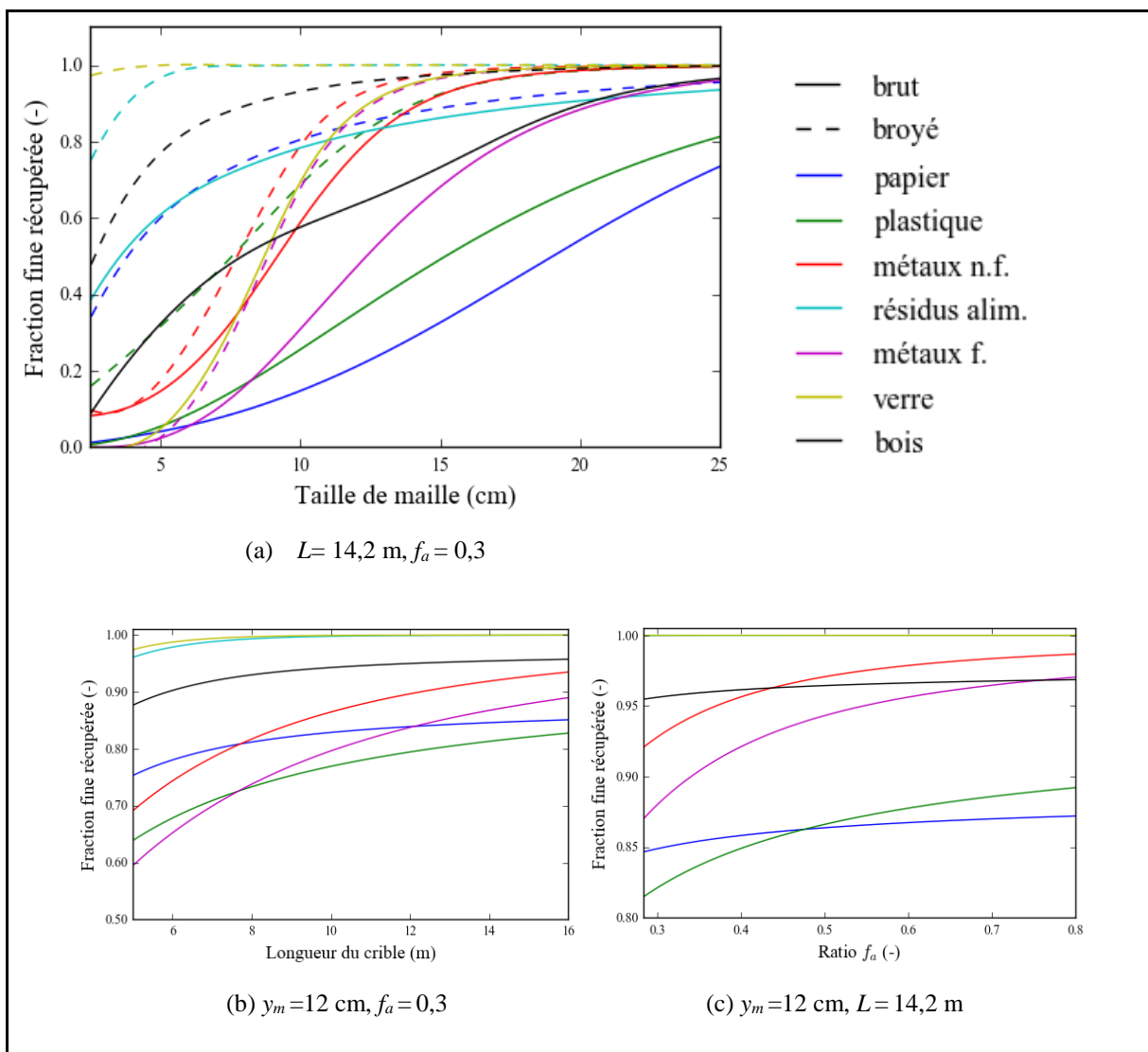


Figure 4-6 : Influence de la granulométrie des matières (brute versus broyée) et de la taille des mailles (a), de la longueur du crible (b) et du ratio f_a (c) sur le tamisage des différentes matières

Aussi, tel que mentionné dans les hypothèses du modèle, les angles de chute sont posés de façon à ce que les particules tombent perpendiculairement à la surface ($\delta = \eta = 12,8^\circ$). Ainsi, pour un crible de rayon de 1,5 m, la vitesse de rotation est de 18 rpm. Si on augmente la vitesse de rotation à 20 rpm, alors les angles δ et η ne sont plus égaux (30° et $15,6^\circ$ respectivement). Cela a cependant peu d'effet sur la récupération des matières, puisque le nombre de contacts n demeure pratiquement le même et par conséquent, la probabilité de passage aussi (Figure 4-7).

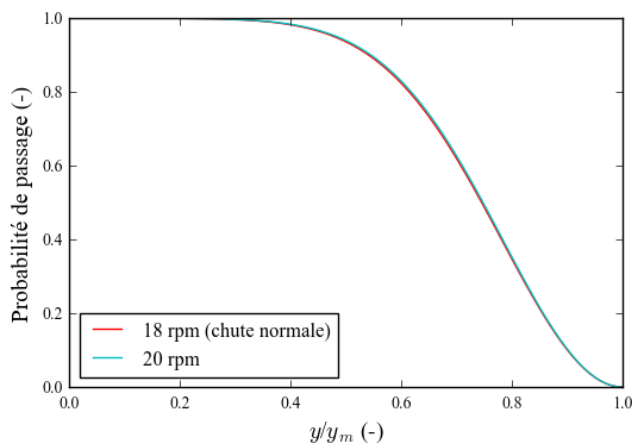


Figure 4-7 : Probabilité de passage d'une particule dans un crible rotatif en fonction du ratio de la taille de particule sur la taille de maille avec $f_a=0,3$ et $L=14,2$ m

4.1.3 Classificateur à air

Selon les résultats de l'étude, tous les métaux ferreux terminent leur parcours dans la fraction lourde, les matières combustibles (papiers, plastiques) terminent majoritairement dans la fraction légère et les métaux non ferreux sont répartis dans les deux fractions. Les résultats montrent que le modèle du classificateur à air vertical permet de bien représenter le comportement aérodynamique des matières et on constate que la différence est presque nulle entre les résultats des modèles avec ou sans l'hypothèse de loi normale (Figure 4-8).

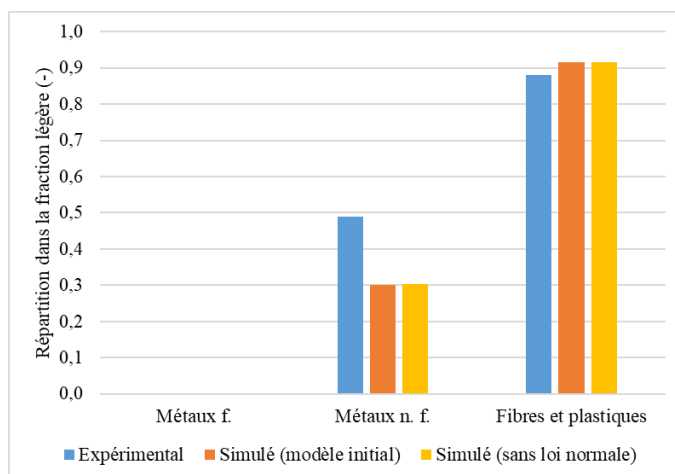


Figure 4-8 : Comparaison des résultats de classification obtenus expérimentalement et par simulation (modèle de classificateur vertical avec et sans loi normale)

Analyses de sensibilité

Rappelons que la séparation des matières dépend de trois propriétés : la forme qui influence le coefficient de traînée, les dimensions et la masse volumique :

$$v_t \propto \sqrt{1/C_D} \quad (4-3)$$

$$v_t \propto \sqrt{\rho_s} \quad (4-4)$$

$$v_t \propto \sqrt{V_s/A_s} \quad (4-5)$$

D'après les hypothèses posées pour le calcul du volume et de l'aire de surface d'une particule, le ratio V_s/A_s est constant pour une particule de forme aplatie peu importe sa longueur (Tableau 2-6). C'est pourquoi la vitesse terminale est constante, de même que la répartition calculée, sur tout le domaine des tailles pour les fibres (Figure 4-9). Les particules de forme aplatie sont caractérisées par un coefficient de traînée élevé, donc les vitesses terminales sont les plus faibles (de l'ordre de 3 m/s). Ceci qui explique pourquoi la répartition dans la fraction légère est de 100% pour les fibres et ce, peu importe la taille de particule. Quant aux particules de forme irrégulière, la vitesse terminale calculée est au contraire très élevée (supérieure à 10 m/s, allant jusqu'à 30 m/s), ce qui explique pourquoi les particules terminent leur course dans la fraction lourde. Les plastiques et les métaux non ferreux sont caractérisés par des formes aplaties et irrégulières sur le domaine granulométrique (Tableau 4-3), ce qui explique pourquoi il y a une répartition dans les deux courants de sortie.

Puisque les vitesses terminales calculées sont très faibles pour les formes aplaties et très élevées pour les formes irrégulière, l'utilisation de la loi normale pour représenter les variations des caractéristiques amène peu de changements au résultat (courbes de répartition superposées) même si on fait varier grandement C_{vc} .

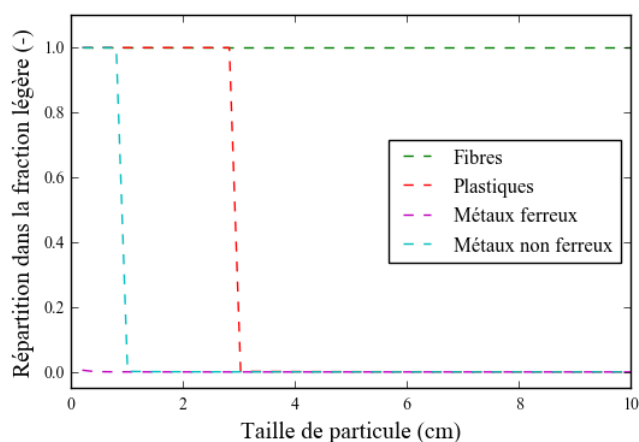


Figure 4-9 : Évolution de la répartition dans la fraction légère en fonction de la taille de particule pour différentes matières

Tableau 4-3 : Hypothèses de forme données pour les ordures ménagères broyées

	0- 2,5 cm	2,5-5,0 cm	5,0-7,5 cm	7,5-10,0 cm	10,0 cm et +	Épaisseur pour forme aplatie (mm)
Fibres	Aplatie	Aplatie	Aplatie	Aplatie	Aplatie	$t_f=1$
Métaux ferreux	Irrégulière	Irrégulière	Irrégulière	Irrégulière	Irrégulière	-
Métaux non ferreux	Aplatie	Irrégulière	Irrégulière	Irrégulière	Irrégulière	$t_f=0,02$
Plastiques mixtes	Aplatie	Aplatie	Aplatie	Irrégulière	Irrégulière	$t_f=0,58$

La Figure 4-10 ci-dessous montre comment les hypothèses de forme et de masse volumique affectent le résultat de la répartition des matières plastiques. La masse volumique des plastiques peut être variable dépendamment du type de polymère (90 kg/m^3 pour le polystyrène, 900 kg/m^3 pour le polypropylène et $1330\text{-}1380 \text{ kg/m}^3$ pour le PET et PVC). Sa forme peut être variable une fois broyée. Les courbes en vert sont issues de l'hypothèse de forme initiale (Tableau 4-3), celles en rouge sont les résultats de l'hypothèse de formes aplaties sur tout le domaine et les courbes en bleu, sont les résultats obtenus si toutes les formes sont irrégulières. On constate que la forme des particules est un paramètre sensible et que la masse volumique semble avoir une influence que pour les particules de forme irrégulière.

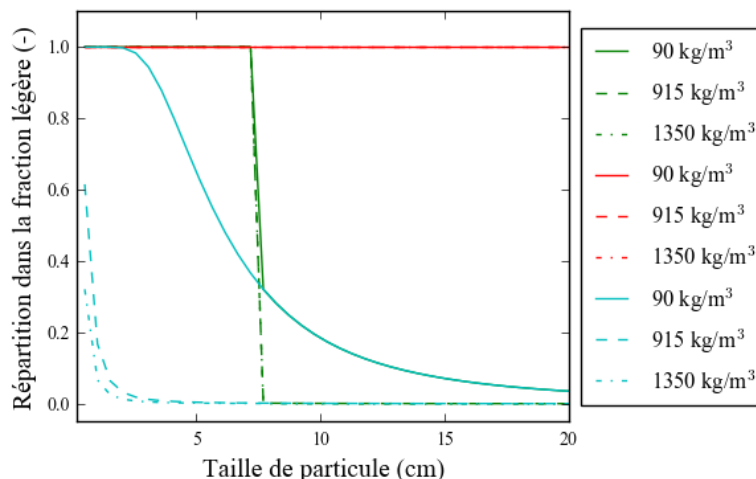


Figure 4-10 : Analyse de sensibilité des hypothèses de formes (100 % aplati en rouge, 100 % irrégulier en bleu et hypothèse initiale en vert) et de masses volumiques (90, 915 et 1350 kg/m³)

Tel qu'expliqué dans la sous-section 3.2.1.1, la masse volumique matérielle est utilisée pour approximer la masse volumique apparente des matières. La masse volumique des métaux non ferreux est par conséquent élevée (2700 kg/m³). Et si la masse volumique était en réalité plus faible (ex : boules de papier d'aluminium avec grande porosité)? Or, il s'avère que la variation de la masse volumique (250 -2700 kg/m³) a un effet négligeable sur les résultats et la répartition dans la fraction légère demeure la même (30 %). Le choix de la forme est par contre un paramètre critique (Figure 4-11).

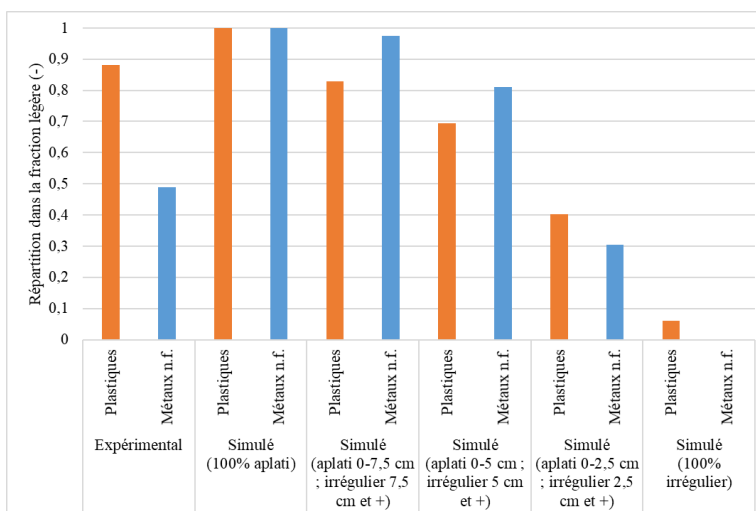


Figure 4-11 : Influence de la forme des plastiques et des métaux non ferreux sur le résultat de simulation d'un classificateur à air vertical

Aussi, l'épaisseur des plastiques peut varier selon le type de polymère. L'épaisseur posée comme hypothèse est celle d'une pellicule de PE, mais ne convient pas, par exemple, à une barquette de polystyrène. Le modèle a été testé en faisant varier l'épaisseur (0,8 mm-5,0 mm), mais les résultats restent inchangés. Le même résultat a été obtenu pour les métaux non ferreux. L'épaisseur des objets aplatis n'est donc pas un paramètre sensible pour le modèle.

4.1.4 Séparateur magnétique

La Figure 4-12 compare la quantité de métaux ferreux récupérée, mesurée expérimentalement pour trois hauteurs différentes d'aimant, aux résultats obtenus avec un modèle qui tient compte de la loi normale et un modèle qui n'en tient pas compte. La masse volumique en vrac des ordures ménagères est posée à 70 kg/m^3 et la largeur de l'aimant est de 1,22 m.

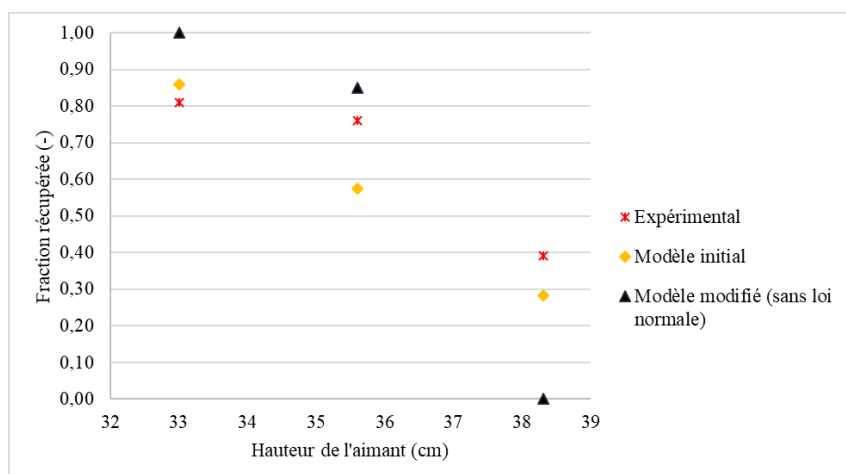


Figure 4-12 : Comparaison des résultats pour la récupération des métaux ferreux en fonction de la hauteur de l'aimant

On observe que le modèle avec l'hypothèse de loi normale offre une meilleure approximation. Sans cette hypothèse pour tenir compte de la variation des propriétés, la récupération chute brusquement entre 35 cm et 38 cm car seules les particules de tailles supérieures à 5 cm ont un indice de force inférieur à l'indice développé par l'aimant. On voit que plus la particule est grosse, plus l'indice minimal requis pour être attiré est faible et par conséquent, le taux de récupération est élevé (Figure 4-13).

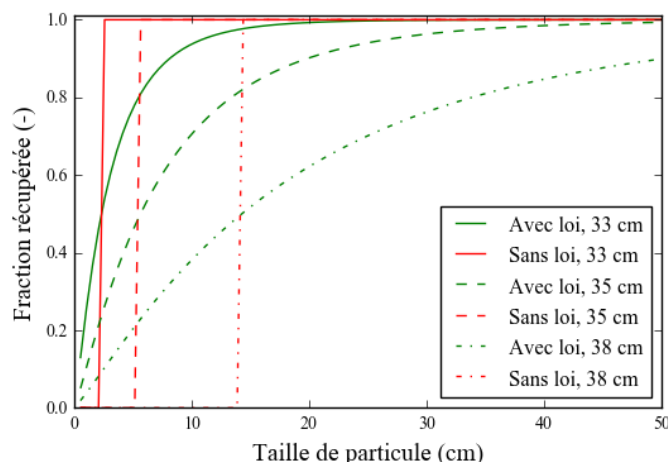


Figure 4-13 : Fraction des particules magnétiques récupérées par un aimant selon leur taille pour différentes hauteurs de suspension d'aimant. Les résultats ont été simulés avec hypothèse de loi normale (vert) et sans l'hypothèse (rouge)

Analyses de sensibilité

Tel que mentionné dans les paramètres de la modélisation, la largeur de l'aimant n'a pas été spécifiée dans l'étude donc les résultats ont été simulés pour deux largeurs d'aimant (Figure 4-14). On observe d'après les résultats que l'indice développé par l'aimant de 0,91 m est trop faible pour attirer les particules préalablement broyées. La largeur de l'aimant est donc un paramètre très sensible.

En augmentant la masse volumique en vrac, la hauteur de l'encombrement diminue et la distance entre l'aimant et les déchets augmente. L'augmentation de la distance a pour effet de diminuer le taux de récupération (Figure 4-14). L'augmentation de la vitesse du convoyeur ou de sa largeur a pour effet de diminuer la hauteur de l'encombrement à un débit donné selon l'équation (3-42) et donc de diminuer la récupération des métaux d'après les résultats de la simulation.

Tableau 4-4 : Hauteur d'encombrement des déchets en fonction de la masse volumique en vrac

Masse volumique (kg/m ³)	70	80	90
z_b (cm)	6,3	5,5	4,9

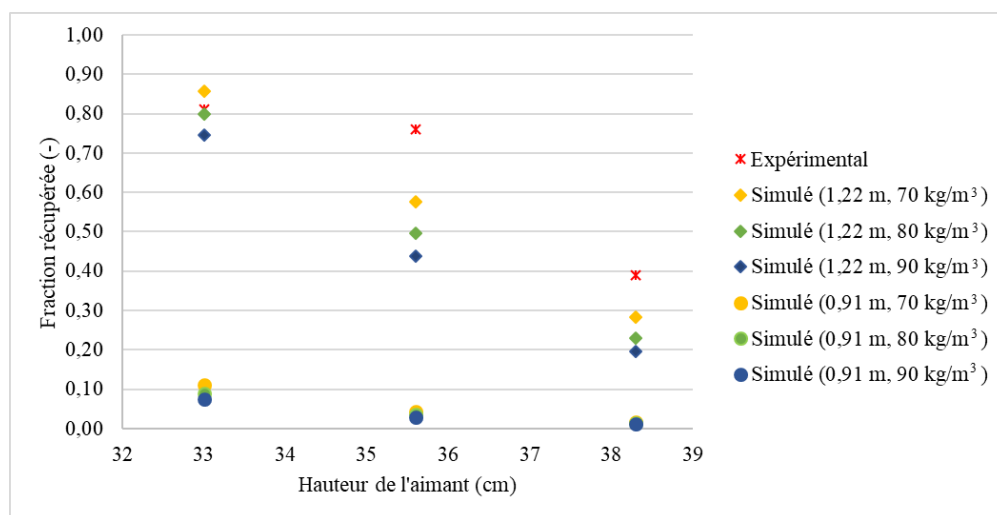


Figure 4-14 : Fraction de métaux ferreux récupérée obtenue par simulation en fonction de la hauteur de l'aimant pour différentes largeurs d'aimant et masses volumiques en vrac

4.1.5 Chaîne de procédé

Les résultats de la simulation de la chaîne de production de CDD sont comparés à l'aide de diagrammes de Sankey pour les bilans de masse (Figure 4-15) et d'énergie globaux (Figure 4-17). À noter que seul le broyeur primaire a été modélisé, puisque les conditions d'écoulement et de granulométrie sont similaires au modèle développé (le broyeur secondaire figure à titre illustratif puisqu'étant placé en fin de chaîne et n'influence pas les bilans).

En comparant les deux diagrammes de Sankey ci-dessous, on constate que l'outil permet de simuler avec une marge d'erreur raisonnable la chaîne de procédé. Les écarts se situent principalement au niveau du tamisage et de la classification. D'abord, on observe que les cribles rotatifs simulés récupèrent moins de matière dans la fraction fine qu'en réalité avec une taille de maille de 20 mm posée. L'écart est davantage amplifié si on pose une maille de 15 mm (seulement 2 tonnes de matières fines sont récupérées). Tel que démontré précédemment, la variation des paramètres de design du crible a peu d'influence sur la récupération comparativement à la taille de maille et à la granulométrie entrante. La différence pourrait s'expliquer par la présence d'autres équipements de tamisage dans le procédé comme l'ont laissé entendre les auteurs sans toutefois l'explicitier.

Aussi, on constate que le débit de la fraction lourde du classificateur rapporté par l'étude est presque nul. Si on regarde de plus près les données expérimentales, sur les trois tonnes de verre alimentées au classificateur, seulement 0,2 % termine dans la fraction lourde, ce qui semble très faible. Le débit de fraction lourde dans la simulation est plus élevé car le courant contient les matières inertes que le crible n'a pas pu tamiser.

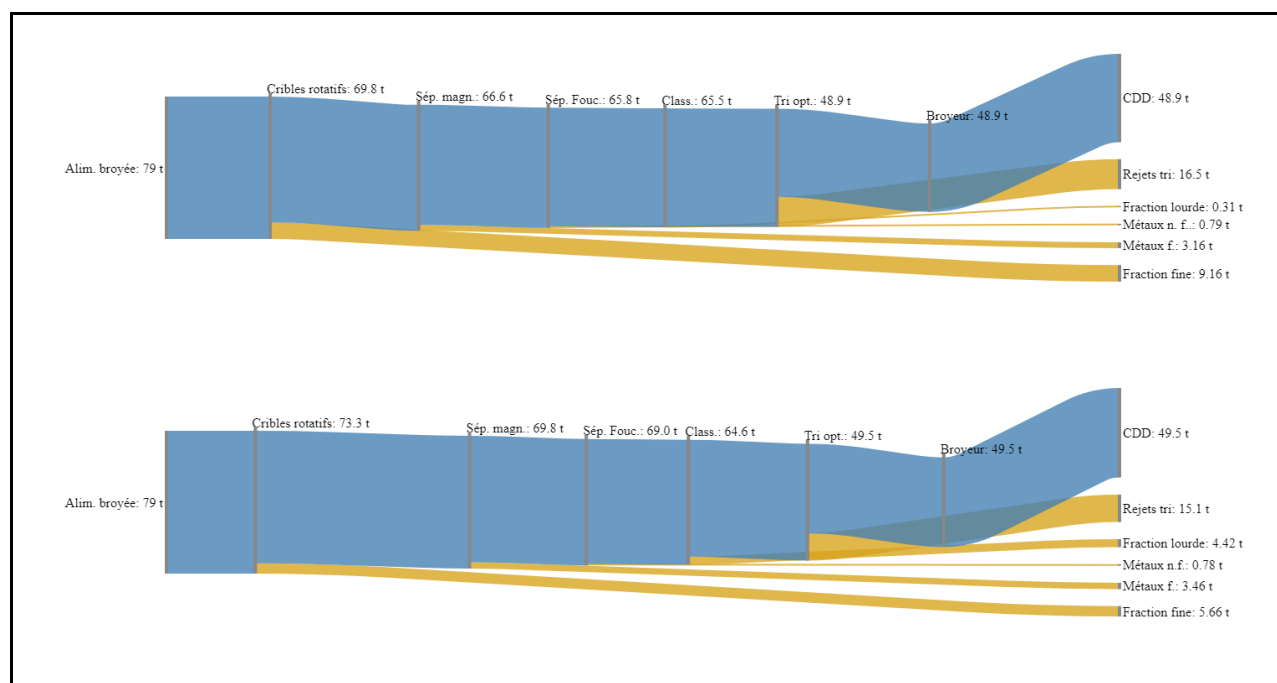


Figure 4-15 : Diagramme Sankey du bilan massique global (en tonnes) de la chaîne de production de CDD mesuré expérimentalement (haut) et simulé (bas)

La composition du CDD calculée est également très similaire à la composition mesurée (Figure 4-16). La différence entre la quantité de fibres (21 tonnes simulées vs 17 tonnes mesurées) pourrait s'expliquer par le fait que le bilan massique de l'étude ne boucle pas avec un déficit de 15 % de l'alimentation qui a été perdu (soit 4 tonnes). Dans le modèle, les particules fines sont triées par le crible rotatif mais en réalité on voit que la matière fine n'est pas toute tamisée, car les particules peuvent s'agglomérer avec l'humidité ou rester coincées entre les autres matières.

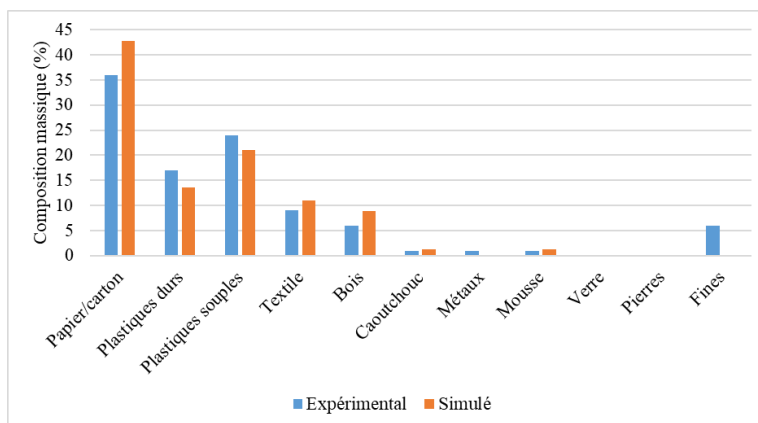


Figure 4-16 : Comparaison de la composition du CDD

Afin de réaliser le bilan énergétique du procédé simulé, les données de PCI fournies par l'étude (Figure 5-13) sont multipliées par les débits secs de matières. Les auteurs ont également eu recours à cette méthode de calcul pour réaliser leur diagramme de Sankey. Ces derniers n'ont cependant pas fourni la teneur en eau propre à chaque matière. Une teneur en eau uniforme de 26 % (donnée fournie) est posée pour toutes les matières sauf pour les particules fines dont la teneur en eau est spécifiée à 44,5%. La légère différence entre les débits d'alimentation est donc due à cette approximation (Figure 4-17). On constate que la principale différence au niveau des résultats est au niveau du contenu énergétique de la fraction fine. Les cribles rotatifs simulés tamisent davantage de plastiques qu'en réalité. Ceci est probablement dû au fait que les plastiques durs et souples ont été caractérisés par la même granulométrie et le même comportement au broyage alors qu'en réalité on pourrait penser qu'il existe des différences à ces deux niveaux.

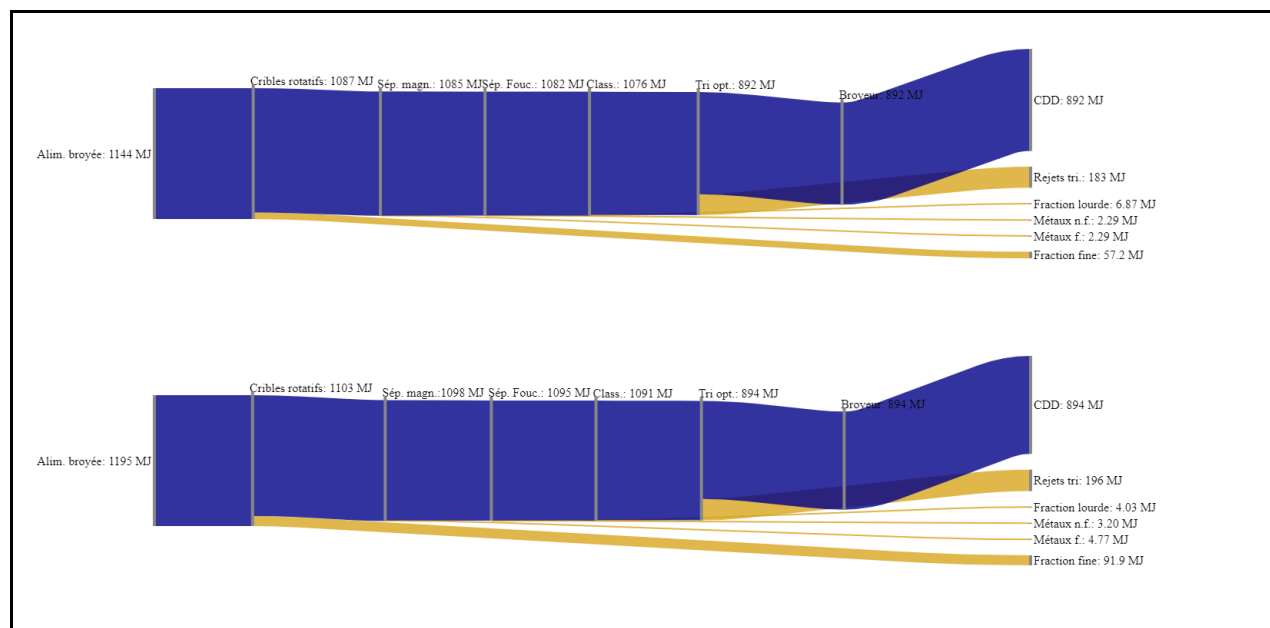


Figure 4-17 : Diagramme Sankey du bilan énergétique global (MJ) de la chaîne de production de CDD mesuré expérimentalement (haut) et simulé (bas)

4.2 Rejets de centre de tri

Le projet a pour dernier sous-objectif d'étudier la faisabilité technico-économique de produire un CDD à partir des rejets de centre du tri de la Ville de Montréal. La démarche de résolution telle que présentée à la Figure 3-1 a donc été appliquée, avec comme contraintes du problème les teneurs limites en contaminants et le pouvoir calorifique minimal (Tableau 3-4). À noter que la teneur en eau et la granulométrie n'ont pas été retenues comme critères puisque les matières acceptées par la cimenterie sont broyées au centre de valorisation M. Charette pour former une recette avec d'autres matières combustibles alternatives. Ce traitement assure une teneur en eau et une granulométrie conformes selon les spécifications du procédé de production de ciment.

Tester toutes les séquences possibles s'est avéré être une procédure coûteuse en temps de calcul et en mémoire. Le temps de résolution a été diminué en gardant en mémoire le résultat des séquences précédentes. Par exemple, pour tester la séquence '1239', l'ordinateur dispose déjà des résultats de la séquence '123', donc il s'agit d'ajouter l'équipement '9' sans recalculer ce qui précède.

Toutes les séquences débutent avec un tri manuel pour enlever les matériaux encombrants et ainsi éviter des problèmes et des bris mécaniques à l'aval de la chaîne. Des séquences avec ou sans broyage primaire ont été simulées en ajustant la granulométrie entrante à l'aide des fonctions de

distribution granulométriques (Tableau 5-3). L'ajustement de la granulométrie permet d'éviter les calculs matriciels nécessaires pour la modélisation du broyage qui ajoutent un poids important au temps de calcul. Une légende a été élaborée pour présenter les résultats des configurations de traitement (Tableau 4-5).

Tableau 4-5 : Légende utilisée pour présenter les séquences de traitement mécanique

Opération de traitement	Abréviation
Tri manuel	TM
Crible rotatif à mailles fines	CF
Crible rotatif à mailles grossières	CG
Séparateur magnétique	SM
Séparateur par courant de Foucault	SCF
Tri optique négatif de PVC	TO1
Tri optique positif de CDD	TO2
Classificateur à air	CA

Tel qu'expliqué dans la méthodologie, deux scénarios de contraintes au problème d'optimisation sont testés. Le premier scénario comporte une teneur limite en chlore de 0,05 % et le deuxième, une teneur assouplie de 0,5 %.

4.2.1 Teneur en chlore limite de 0,05 %

Ce scénario est envisagé si la cimenterie décide de ne pas assouplir la contrainte sur la teneur en chlore. Des séquences allant jusqu'à six équipements ont été simulées et malgré l'intensité du traitement, la teneur en chlore minimale obtenue est 0,09 % (Tableau 4-6). Toutes les autres contraintes sont respectées (Figure 4-18). On voit que cette alternative de traitement n'est pas économiquement faisable si on la compare au coût actuel de l'enfouissement des rejets (environ 65 \$/t). Le rendement massique est faible car beaucoup de matériaux non combustibles sont retirés et par conséquent, le PCI du CDD produit est élevé. Cela concorde avec les tendances illustrées à la Figure 2-31.

Tableau 4-6 : Séquence de traitement de six équipements qui permet de minimiser la teneur en chlore dans les rejets du centre de tri pour une teneur limite de 0,05 %

Séquence	CDD produit (t/an)	Rendement massique global (%)	PCI (MJ/kg _{sec})	Teneur en eau (%)	Teneur en chlore (%)	Revenus (\$/t déchet)	Coût net (\$/t déchet)
TM-CG-(5xTO2)	2210	22	23,4	8	0,09	0	332

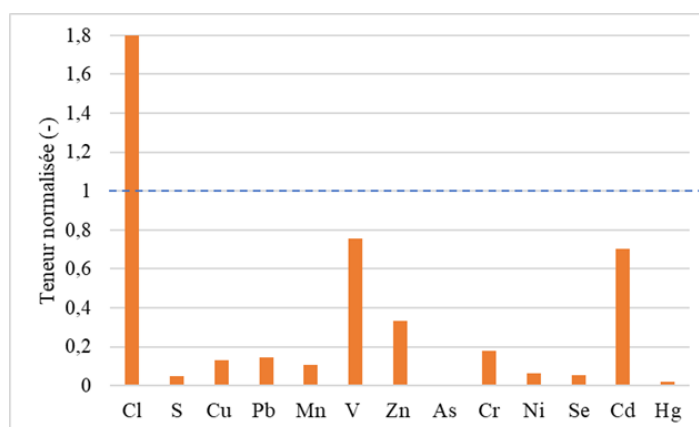


Figure 4-18 : Teneurs en contaminants dans le CDD normalisées par rapport à la teneur limite pour la séquence TM-CG-(5xTO2)

D'où provient le chlore? La majorité du PVC est enlevé dès le premier tri optique (TO2) et le CDD final ne contient presque pas de PVC (Figure 4-19, gauche). Une analyse de la composition élémentaire montre que le chlore provient majoritairement du textile (Figure 4-19, droite). Une étude sur la provenance du chlore dans les ordures ménagères a démontré que le chlore provient majoritairement des plastiques, suivi des textiles, des matières organiques et des fibres (Ma et al., 2008). La présence de chlore dans le textile est supposément due, selon l'étude, à la présence de PVC dans les plus vieilles chaussures mises au rebut. Certains sacs à main sont également fabriqués avec ce polymère.

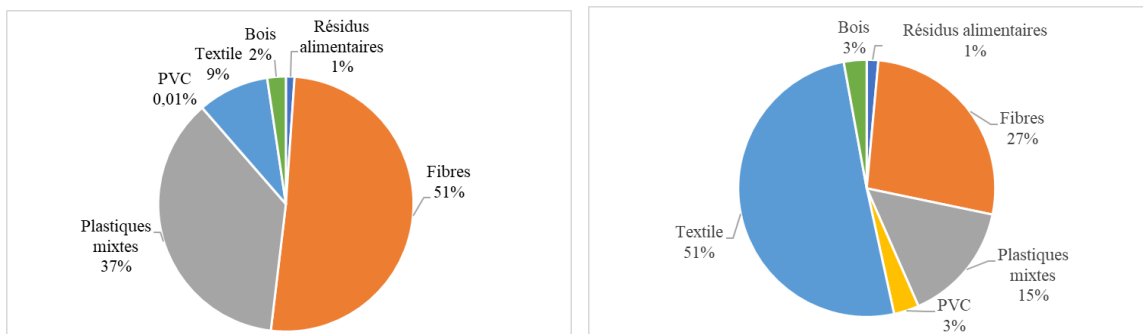


Figure 4-19 : Composition (gauche) et répartition du chlore selon les différentes composantes (droite) pour un CDD produit à partir de la séquence TM-CG-(5xTO2)

Il a été posé que le tri optique sélectionne 78 % du textile, cette efficacité étant basée sur les données de Nasruallah et al. (2014). Il n'est pas spécifié dans l'étude si le 22 % qui n'a pas été sélectionné par le trieur optique contenait une forte teneur en chlore ou non. Les auteurs affirment cependant que le trieur optique est en mesure d'identifier tout composé hautement chloré. Si on suppose que le chlore provient principalement du PVC et que le trieur optique est capable de sélectionner avec une efficacité de 80% les polymères non chlorés, alors on arrive à produire un CDD conforme aux contraintes avec un tri optique en moins (Tableau 4-7). Le coût demeure cependant trop élevé pour que l'alternative soit économiquement réalisable.

Tableau 4-7 : Séquence de traitement qui minimise le coût pour la production d'un CDD conforme à partir des rejets du centre de tri, si la teneur en chlore limite est de 0,05%

Objectif	Séquence	CDD produit (t/an)	Rendement massique global (%)	PCI (MJ/kg _{sec})	Teneur en eau (%)	Teneur en chlore (%)	Revenus (\$/t déchet)	Coût net (\$ t/déchet)
Minimiser le coût	TM-CG-(4xTO2)	2880	29	22,9	9	0.05	0	295

4.2.2 Teneur en chlore limite de 0,5 %

Si la teneur limite en chlore est modifiée de façon à ressembler davantage à la réglementation des autres cimenteries, la production de CDD devient une alternative plus envisageable. Les premiers essais de simulation ont permis de constater que des séquences de deux ou trois équipements suffisent pour produire un CDD qui soit conforme aux critères de qualité (Tableau 4-7). Plusieurs

options sont envisageables selon l'objectif visé (minimisation du coût, maximisation du PCI, minimisation des rejets).

Tableau 4-8 : Séquences de traitement (maximum trois équipements) qui produisent un CDD conforme à partir des rejets du centre de tri, si la teneur en chlore limite est de 0,5 %, selon la fonction objectif définie

Objectif	Séquence	CDD produit (t/a)	Rendement massique global (%)	PCI (MJ/kg _{sec})	Teneur en eau (%)	Teneur en chlore (%)	Revenus (\$/t déchet)	Coût net (\$/t déchet)
Minimiser le coût net (avec revenus)	TM-SCF-SCF-TO1	8914	90	16,9	11	0,3	21	134
Minimiser le coût net (sans revenus)	TM-TO1	9133	92	16,7	11	0,3	0	150
Maximiser la production de CDD	TM-TO1	9133	92	16,7	11	0,3	0	150
Maximiser le PCI	TM-TO2(x3)	3851	39	23,6	10	0,1	0	635

Il est intéressant de voir comment la composition du CDD change avec l'objectif visé (Figure 4-20). Afin de maximiser le PCI, l'utilisation de trieurs optiques positifs permet de sélectionner les matières combustibles, ce qui explique la faible présence d'inertes dans le CDD final. Plus on ajoute de trieurs optiques, plus il est possible d'augmenter le pouvoir calorifique au détriment du coût. La différence entre la séquence qui minimise le coût net avec revenus et celle qui maximise la production de CDD est la présence de deux séparateurs par courant de Foucault qui augmentent la quantité de rejets, mais qui permettent de générer des revenus. Si un des séparateurs par courant de Foucault de la séquence TM-SCF-SCF-TO1 est substitué par un séparateur magnétique, la séquence s'avère plus coûteuse même si elle génère plus de revenus, en raison de la consommation électrique plus élevée du séparateur magnétique. On constate de plus que dans les deux situations (TM-SCF-SCF-TO1 et TM-TO1), la concentration de chlore est de 0,3%.

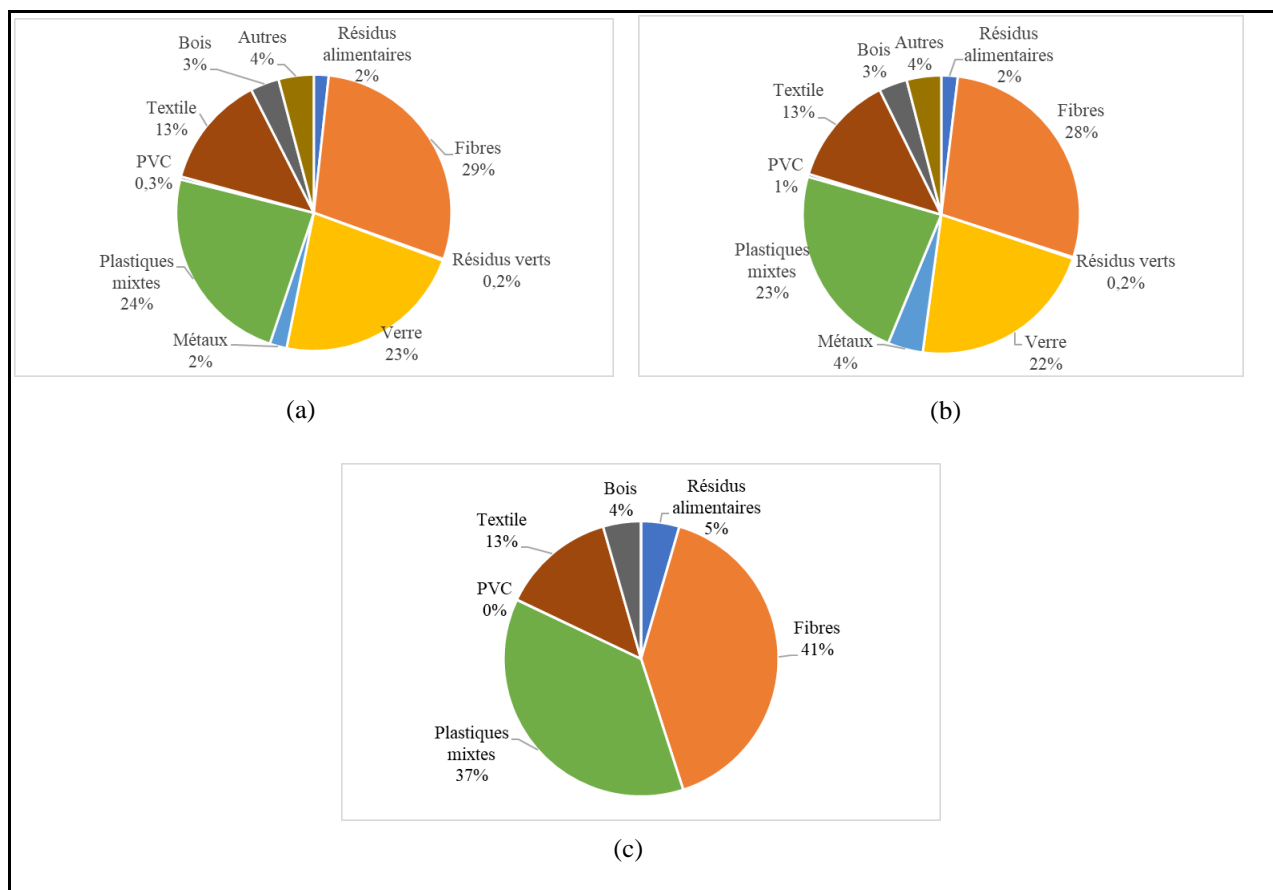


Figure 4-20 : Composition du CDD obtenu par simulation selon l'objectif visé, soit la minimisation des coûts (a), la minimisation des rejets (b) et la maximisation du PCI (c)

On constate aussi que les revenus représentent un poids important. La séquence TM-SCF-SCF-TO1, bien qu'elle comprenne trois équipements, est moins coûteuse que la séquence TM-TO1 si on considère qu'il est possible de vendre les métaux non ferreux récupérés. Le coût de traitement (ou coût de fabrication) de ces deux chaînes est estimé à 70 et 75 \$/t CDD. En Europe, le coût de traitement varie entre 20 et 50 euros la tonne de CDD (et même plus de 100 euros par tonne en Belgique) pour les CSR de moyen et faible PCI (FREDEREC & COMPTE-R, 2015).

Les résultats soulèvent une autre question: est-il nécessaire de construire une nouvelle installation pour accueillir une chaîne d'un à trois équipements ? Un séparateur par courant de Foucault et un trieur optique demandent beaucoup moins d'espace qu'un broyeur ou un crible rotatif. Ces équipements pourraient s'ajouter à la ligne du centre de tri de matières recyclables. Dans ce cas, le coût net serait de 86 \$/t au lieu de 134 \$/t pour la séquence TM-SCF-SCF-TO1 et 105 \$/t au lieu de 150 \$/t pour la séquence TM-TO1. Le coût est certes plus élevé que le coût d'enfouissement à

65 \$/t, mais n'en demeure pas moins envisageable. De plus, la charge financière est diminuée si des revenus liés à la vente du CDD sont générés.

4.2.3 Limites de l'outil

L'utilisation de coefficients de transfert pour les trieurs optiques et le séparateur par courant de Foucault a pour conséquence qu'il n'est pas possible de vérifier l'impact de l'ordre de la séquence d'équipements TM-SCF-SCF-TO1 sur la performance de la chaîne de traitement. En réalité, il est cependant peu probable qu'interchanger un séparateur par courant de Foucault et un trieur négatif de PVC modifie significativement les résultats. Pour vérifier cette hypothèse, des recherches plus approfondies sont nécessaires pour déterminer si la performance d'un des deux équipements est plus affectée par l'encombrement des matières sur le convoyeur.

Pour une séquence comme TM-SCF-TO1-CF qui respecte les contraintes mais qui ne minimise pas la fonction de coût (15^e au niveau des coûts), le broyage primaire amène plusieurs modifications sur la performance du procédé et sur les propriétés du CDD final (Figure 4-21).

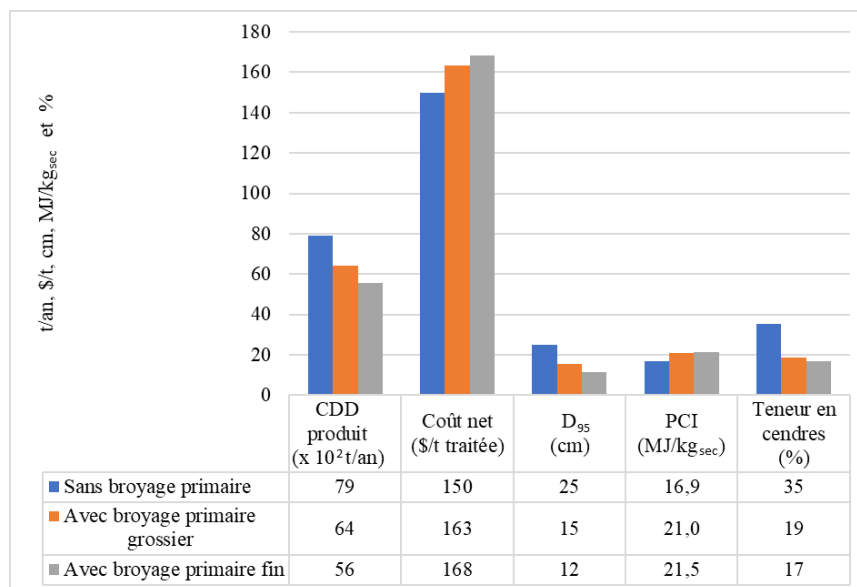


Figure 4-21 : Influence du broyage primaire (fin ou grossier) sur la performance de la séquence TM-SCF-TO1-CF et sur les propriétés du CDD produit

CHAPITRE 5 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

L'objectif général du mémoire a été atteint : un outil d'optimisation d'un procédé de traitement mécanique a été développé afin de répondre à certaines lacunes au niveau de la modélisation du traitement de matières résiduelles hétérogènes solides. L'outil permet de rallier optimisation de procédé, analyse de coût et modélisation des flux basée sur la phénoménologie et non sur des coefficients de transfert fixes. Les opérations de traitement mécanique ont été modélisées à partir de modèles disponibles dans la littérature et ces modèles ont été validés de façon critique en comparant les résultats simulés avec les résultats d'études expérimentales. Des améliorations ont été apportées au modèle de broyeur à marteaux, ce qui a permis de mieux comprendre le sens physique des paramètres cinétiques s_I , α et K^* qui contrôlent la réduction de taille des matières. Ces paramètres ont été calculés pour différents types de matières et pour deux conditions de broyage, ce qui a permis de montrer que les paramètres s_I et K^* sont fonction des conditions d'écoulement tandis que α dépend de plusieurs facteurs dont la granulométrie entrante des matières.

Tel qu'énoncé dans l'objectif, l'outil a permis d'étudier la faisabilité technico-économique de produire un CDD à partir des rejets du centre de tri de la Ville de Montréal pour leur valorisation en cimenterie. Les résultats obtenus montrent que la réglementation de la cimenterie au niveau de la teneur limite en chlore est la contrainte la plus importante du problème. Les résultats montrent qu'il est possible de produire un CDD à coût qui rivalise avec celui de l'enfouissement des rejets (65 \$/t) seulement si la cimenterie parvient à augmenter la teneur limite en chlore à 0,3 %. La séquence de traitement qui minimise le coût (75 \$/t) est composée d'un tri manuel, deux séparateurs par courant de Foucault et un trieur optique infrarouge qui enlève le PVC.

Afin de poursuivre le projet présenté dans ce document, il serait intéressant de réaliser des travaux expérimentaux pour paramétrer avec plus de détails les modèles, notamment ceux du séparateur par courant de Foucault et des trieurs optiques proche infrarouge. Des essais expérimentaux pourraient également être réalisés afin de mieux comprendre la cinétique du broyage des matières résiduelles et pouvoir ainsi modéliser un broyage intermédiaire dans une chaîne de traitement. Pour améliorer la précision de l'outil d'analyse économique, il est recommandé d'ajuster le prix des équipements selon leur capacité de traitement, qui varie selon le positionnement de l'équipement dans la chaîne. Il serait également intéressant de développer davantage les heuristiques pour le calcul des coûts de maintenance afin de tenir compte des coûts possiblement plus élevés associés

au broyage des matières résiduelles. Aussi, il est recommandé d'optimiser la séquence de résolution de l'outil afin de diminuer le temps de calcul. Dans des travaux futurs, les modèles de traitement mécanique pourront être couplés à des modèles de traitement biologique pour pouvoir simuler des TMB. L'outil pourra être combiné à des modèles de valorisation de même que des modèles d'analyse de cycle de vie et d'évaluation des impacts pour évaluer la faisabilité des projets sur une base environnementale également.

BIBLIOGRAPHIE

- ADEME. (2012). *État de l'art des technologies d'identification et de tri de déchets* (No. 09 02 C0076). Angers, France. Consulté à l'adresse http://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/87753_rapport-ajeurope-technologies-de-tri.pdf
- Archer, E., Klein, A., Baddeley, A., Schwager, J., & Whitting, K. (2005, mars). Mechanical-biological treatment: A guide for decision makers, processes, policies and markets. Annexe A :Process Fundamentals. Jupiner Consultancy Services Ltd. Consulté à l'adresse http://www.cti2000.it/Bionett/BioG-2005-004%20MBT_Annexe%20A_Final_Revised.pdf
- Arena, U. (2012). Process and technological aspects of municipal solid waste gasification. A review. *Waste Management*, 32(4), 625-639. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.09.025>
- ASHRAE. (2013). Chapter 33. Physical properties of materials. Amercian Society of Heating, Refrigerating and Air-Conditionning Engineers.
- Aspen Technology, Inc. (2013). Aspen Plus® (Version 8.4). Beford, États-Unis.
- Austin, L. G. (1971). Introduction to the mathematical description of grinding as a rate process. *Powder Technology*, 5(1), 1-17. [https://doi.org/10.1016/0032-5910\(71\)80064-5](https://doi.org/10.1016/0032-5910(71)80064-5)
- Balakrishnan, N., & Chen, W. (1997). *CRC Handbook of Tables for Order Statistics from Inverse Gaussian Distributions with Applications*. Boca Raton New York: CRC Press.
- Bank of Canada. (2017). Inflation Calculator. Consulté 20 août 2017, à l'adresse <http://www.bankofcanada.ca/rates/related/inflation-calculator/>
- Barton, J., Poll, A., Webb, M., & Whalley, L. (1985). *Waste sorting and RDF production in Europe*. London, UK: Elsevier Applied Science.
- Bejan, A. (2013). B: Properties of Solids. Dans *Convection Heat Transfer* (p. 615-624). John Wiley & Sons, Inc. <https://doi.org/10.1002/9781118671627.app2>
- Bernard, Y., Daigle, M., Solomatnikova, O., St-Pierre, M.-A., Légaré, E., & Sauvé, A. (2009). *Traitement mécano-biologique des ordures ménagères: projet pilote laboratoire* (No. 640-PE38910) (p. 138). Québec, Canada: Centre de recherche industrielle (CRIQ).
- Bicocchi, S., & Tenza, A. (2008). *Combustibles Solides de Récupération, état des lieux et perspectives* (No. 06-0225/1A) (p. 186). RECORD.
- Biddulph, M. W. (1987). Design of vertical air classifier for municipal solid waste. *The Canadian Journal of Chemical Engineering*, p. 571-580.
- Cal Recovery Inc., & Midwest Research Institute. (1979). *Prediction of the impact of screening on refuse-derived fuel quality* (Projet de recherche No. EPRI FP-1249) (p. N/A). Electric Power Research Institute (EPRI).
- Capece, M., Bilgili, E., & Davé, R. (2014). Insight into first-order breakage kinetics using a particle-scale breakage rate constant. *Chemical Engineering Science*, 117(Supplement C), 318-330. <https://doi.org/10.1016/j.ces.2014.06.019>

- Caputo, A. C., & Pelagagge, P. M. (2002a). RDF production plants: I Design and costs. *Applied Thermal Engineering*, 22(4), 423-437. [https://doi.org/10.1016/S1359-4311\(01\)00100-4](https://doi.org/10.1016/S1359-4311(01)00100-4)
- Caputo, A. C., & Pelagagge, P. M. (2002b). RDF production plants: II Economics and profitability. *Applied Thermal Engineering*, 22(4), 439-448. [https://doi.org/10.1016/S1359-4311\(01\)00101-6](https://doi.org/10.1016/S1359-4311(01)00101-6)
- Centre européen de normalisation. (2017). CEN - Comités Techniques - CEN/TC 343. Consulté 12 août 2017, à l'adresse https://standards.cen.eu/dyn/www/f?p=204:32:0:::FSP_ORG_ID,FSP_LANG_ID:407430,34&cs=1DDB3124E4DD8325B68B7EA4DB9F4E51A
- Chang, N.-B., & Pires, A. (2015). Technology Matrix for Solid Waste Management. Dans *Sustainable Solid Waste Management* (p. 19-97). John Wiley & Sons, Inc. <https://doi.org/10.1002/9781119035848.ch2>
- Chen, Y.-S., Hsiao, S.-S., Lee, H.-Y., Chyou, Y.-P., & Hsu, C.-J. (2010). Size separation of particulates in a trommel screen system. *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*, 49(11), 1214-1221. <https://doi.org/10.1016/j.cep.2010.09.003>
- Christensen, T. (2011a). 7. Mechanical Treatment. Dans *Solid Waste Technology and Management* (Vol. 1, p. 321-364). Chichester: John Wiley & Sons.
- Christensen, T. (2011b). 8. Thermal Treatment. Dans *Solid Waste Technology and Management* (Vol. 1, p. 365-502). Chichester: John Wiley & Sons.
- Christensen, T. (2011c). *Solid Waste Technology and Management* (Vol. 1). John Wiley & Sons.
- Cimpan, C., Maul, A., Wenzel, H., & Pretz, T. (2016). Techno-economic assessment of central sorting at material recovery facilities – the case of lightweight packaging waste. *Journal of Cleaner Production*, 112, 4387-4397. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.011>
- Cleary, P. W. (2004). Large scale industrial DEM modelling. *Engineering Computations*, 21(2/3/4), 169-204. <https://doi.org/10.1108/026444400410519730>
- Combs, A. R. (2012). *Life Cycle Analysis of Recycling Facilities in a Carbon Constrained World*. North Carolina State University, États-Unis. Consulté à l'adresse <http://www.lib.ncsu.edu/resolver/1840.16/7808>
- Cramer, S. D., & Covino, B. S. (2003). *ASM Handbook, Volume 13A - Corrosion: Fundamentals, Testing, and Protection - Knovel*. Ohio, États-Unis: ASM International. Consulté à l'adresse https://app.knovel.com/web/toc.v/cid:kpASMHVAC8/viewerType:toc/root_slug:asm-handbook-volume-13a/url_slug:asm-handbook-volume-13a?b-q=asm%20handbook&sort_on=default&b-off-set=10&b-rows=10&b-group-by=true&b-search-type=tech-reference&b-sort-on=default&scrollto=asm%20handbook
- Department for Environment Food & Rural Affairs. (2013). Incineration of Municipal and Solid Waste. Consulté à l'adresse <http://www.defra.gov.uk/publications/>
- Diaz, L. F., Savage, G. M., & Golueke, G. C. (1982). *Resource Recovery from Municipal Solid Wastes- Primary Processing* (Vol. 1). Boca Raton, Florida: CRC Press, Inc.
- Doka, G. (2003). *Part II- Waste Incineration* (No. 13) (p. 97). Dübendorf,: Swiss Centre for Life Cycle Inventories.

- Dubanowitz, A. J. (2000, mai). *Design of a Materials Recovery Facility (MRF) For Processing the Recyclable Materials of New York City's Municipal Solid Waste* (Master of Science in Earth Resources Engineering). Columbia University, États-Unis.
- Eder, P., Ramsay, M., Thonier, G., Kathryn, W., Hestin, M., & Saveyn, H. (2016). *Towards a better exploitation of the technical potential of wasteto- energy* (No. EUR 28230 EN). Seville, Espagne: European Commision. Consulté à l'adresse DOI:10.2791/870953
- European Commission. (2003). *Refuse derived fuel, current practice and perspectives (B4-3040/2000/306517/MAR/E3)* (No. CO 5087-4) (p. 219). Swindon, Royaume-Uni. Consulté à l'adresse <http://ec.europa.eu/environment/waste/studies/pdf/rdf.pdf>
- Eurostat. (2017, janvier). Production et consommation d'électricité, aperçu du marché. Consulté à l'adresse http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Electricity_production,_consumption_and_market_overview/fr#Informations_suppl.C3.A9mentaires_Eurostat
- FAO, & INFOODS. (2012). Densisty Database Version 2.0. FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). Consulté à l'adresse <http://www.fao.org/docrep/017/ap815e/ap815e.pdf>
- Fischedick, M., Roy, J., Abdel-Aziz, A., Acquaye, A., Allwood, J. M., Ceron, J.-P., ... Tanaka, K. (2014). Industry. Dans *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel and J.C. Minx (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. Consulté à l'adresse https://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar5/wg3/ipcc_wg3_ar5_chapter10.pdf
- Flamme, S., & Geiping, J. (2012). Quality standards and requirements for solid recovered fuels: a review. *Waste Management & Research*, 30(4), 335-353. <https://doi.org/10.1177/0734242X12440481>
- Franchetti, M. J. (2009). Case study: Determination of the economic and operational feasibility of a material recovery facility for municipal recycling in Lucas County, Ohio, USA. *Resources, Conservation and Recycling*, 53(9), 535-543. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2009.04.004>
- FREDEREC, & COMPTE-R. (2015). *Combustibles solides de récupération (CSR) - Caractérisation et évaluation de leurs performances en combustion* (No. 1406C0039) (p. 95). ADEME. Consulté à l'adresse www.ademe.fr/mediatheque
- Fuerstenau, D. W., De, A., & Kapur, P. C. (2004). Linear and nonlinear particle breakage processes in comminution systems. *International Journal of Mineral Processing*, 74(Supplement), S317-S327. <https://doi.org/10.1016/j.minpro.2004.07.005>
- Giel, R., Młyńczak, M., & Plewa, M. (2016). Evaluation method of the waste processing system operation (p. 147). Présenté à Risk, Reliability and Safety: Innovating Theory and Practice - 26th European Safety and Reliability Conference, ESREL 201, Écosse: CRC Press / Balkema.

- Glaub, J. ., Jones, D. ., & Savage, G. M. (1982). The design and use of trommel screens for processing municipal solid waste (p. 447-457). Présenté à National Waste Processing Conference, États-Unis. Consulté à l'adresse <http://www.seas.columbia.edu/earth/wtert/sofos/nawtec/1982-National-Waste-Processing-Conference/1982-National-Waste-Processing-Conference-41.pdf>
- Götze, R., Boldrin, A., Scheutz, C., & Astrup, T. F. (2016). Physico-chemical characterisation of material fractions in household waste: Overview of data in literature. *Waste Management*, 49, 3-14. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.01.008>
- Goyette, R. (2015). *Recyclage et valorisation énergétique de matières résiduelles en cimenterie*. Présentation Powerpoint.
- GTZ GmbH, D. G. für T. Z., & Holcim Group Support Ltd. (2006). Guidelines on co-processing waste materials in cement production. Consulté à l'adresse <http://www.global-chemicals-waste-platform.net/fileadmin/files/doc/Acrobat-Dokument.pdf>
- Harvey, A. (1983). *Material recovery from municipal waste- Unit operations in practice*. États-Unis: Marcel Dekker, Inc.
- Henrikson, R. (1979). Analytical evaluation of air classification. Duke Envir. Center Publ., Duke University.
- Higman, C. (2015). *State of gasification industry: worldwide gasification database 2015 update*. Présentation de conférence présenté à Gasification Technologies Conference. Consulté à l'adresse <http://worldctx.com/wp-content/uploads/GTC-2015-Presentation-Chris-Higman.pdf>
- Hogg, R., Turek, M. L., & Kaya, E. (2004). The Role of Particle Shape in Size Analysis and the Evaluation of Comminution Processes. *Particulate Science and Technology*, 22(4), 355-366. <https://doi.org/10.1080/02726350490516019>
- Houde, P. (2014, novembre). *Valorisation énergie et matière en cimenterie - Colloque économie circulaire*. Présentation Powerpoint, Québec, Canada. Consulté à l'adresse <http://regionsetvillesinnovantes.com/media/pdf/1-Holcim-Valorisation-E%CC%81nergie-et-Matie%CC%80re-en-Cimenterie.pdf>
- Hydro-Québec. (2017). 2017 - Tarifs d'électricité. Consulté à l'adresse <http://www.hydroquebec.com/publications/fr/docs/tarifs-conditions-distributeur/tarifs-electricite.pdf>
- ISWA Working Group on Energy Recovery. (2013). Alternative waste conversion technologies. Consulté à l'adresse www.iswa.org/home/news/...alternative-waste-conversion-technologies/109/
- Janzé, P. (2014). Disc Screen Fundamentals | Biomass Handling. Consulté 1 octobre 2017, à l'adresse <http://www.advancedbiomass.com/2014/10/disc-screen-fundamentals/>
- King, R. P. (2001). *Modeling and simulation of mineral processing systems* (1ère). Angleterre: Butterworth-Heinemann.
- Kinneberg, D. J., & Herbst, J. A. (1984). A comparison of linear and nonlinear models for open-circuit ball mill grinding. *International Journal of Mineral Processing*, 13(2), 143-165. [https://doi.org/10.1016/0301-7516\(84\)90016-4](https://doi.org/10.1016/0301-7516(84)90016-4)

- Knoema. (2018). Canada Inflation Forecast 2015-2019 and up to 2060, Data and Charts - knoema.com. Consulté 29 janvier 2018, à l'adresse <https://knoema.fr//ibldsdb/canada-inflation-forecast-2015-2019-and-up-to-2060-data-and-charts>
- Krugger-Emden, H., & Elskamp, F. (2014). Modeling of Screening Processes with the Discrete Element Method Involving Non-Spherical Particles. *Chemical Engineering & Technology*, 37(5), 847-856. <https://doi.org/10.1002/ceat.201300649>
- Kuehle-Weidemeier, M. (2017). *Introduction to Mechanical Biological Treatment (MBT)*. Communication personnelle.
- Ma, W., Rotter, S., Hoffmann, G., & Lehmann, A. (2008). Origins of chlorine in MSW and RDF: species and analytical methods (p. 551-558). <https://doi.org/10.2495/WM080561>
- Ministère du développement durable, de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques. (2016). *Inventaire québécois des émissions de gaz à effet de serre en 2013 et leur évolution depuis 1990* (p. 23). Québec: ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction des politiques de la qualité de l'atmosphère. Consulté à l'adresse <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/changements/ges/>
- Monier, V., Hestin, M., Remond, G., & Debeauvais, T. (2012). *État de l'art de la production et de l'utilisation de combustibles solides de...* (p. 177). France: ADEME. Consulté à l'adresse <http://www.ademe.fr/etat-lart-production-lutilisation-combustibles-solides-recuperation>
- Nasrullah, M., Vainikka, P., Hannula, J., Hurme, M., & Kärki, J. (2014). Mass, energy and material balances of SRF production process. Part 1: SRF produced from commercial and industrial waste. *Waste Management*, 34(8), 1398-1407. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.03.011>
- Obeng, D. M., & Trezek, G. J. (1975). Simulation of the Comminution of a Heterogeneous Mixture of Brittle and Nonbrittle Materials in a Swing Hammermill. *Industrial & Engineering Chemistry Process Design and Development*, 14(2), 113-117. <https://doi.org/10.1021/i260054a003>
- Organisation internationale de normalisation (ISO). (2018). ISO/TC 300 - Combustibles solides de récupération. Consulté 12 février 2018, à l'adresse <https://www.iso.org/fr/committee/5960430.html?view=participation>
- Peters, M., Timmerhaus, K., & West, R. (2002). 6. Analysis of Cost Estimation. Dans *Plant Design and Economics for Chemical Engineers* (5^e éd., p. 226-277). États-Unis: McGraw-Hill Education.
- Platzk, S., Abel, F., & Kuyumcu, H. . (2013). Dynamic modeling and simulation of solid waste processing and its techno-economic impact. Présenté à The Instabul International Solid Waste, Water and Wastewater Congress, Istabul, Turquie.
- PPP Canada. (2014, septembre). Energy-from-Waste - Sector Study. Consulté à l'adresse <http://www.p3canada.ca/en/about-p3s/p3-resource-library/energy-from-waste-sector-study/>

- Pressley, P. N., Levis, J. W., Damgaard, A., Barlaz, M. A., & DeCarolis, J. F. (2015). Analysis of material recovery facilities for use in life-cycle assessment. *Waste Management*, 35, 307-317. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.09.012>
- RECYC-QUÉBEC. (2015). *Caractérisation des matières résiduelles du secteurs résidentiel 2012-2013* (Synthesis Report) (p. 48). Québec, Canada: RECYC-Québec.
- RECYC-QUÉBEC. (2017). L'indice du prix des matières. Consulté 21 août 2017, à l'adresse <https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/municipalites/collecte-selective-municipale/indice-prix-matieres>
- Rem, P. C., Leest, P. A., & van den Akker, A. J. (1997). A model for eddy current separation. *Int. J. Miner. Process.*, 49, 193-200.
- Resource Recycling Systems, & StewardEdge. (2012). *Volume 3 : Cost Modelling (A study of the optimization of the Blue Box Material Processing System in Ontario)* (p. 48). Ontario, Canada: Waste Diversion Ontario. Consulté à l'adresse <http://thecif.ca/pdf/reports/428/428-report-Vol3.pdf>
- Riber, C., Petersen, C., & Christensen, T. H. (2009). Chemical composition of material fractions in Danish household waste. *Waste Management*, 29(4), 1251-1257. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.09.013>
- Rosenkranz, J., & Kuyumcu, H. . (2010). Flow sheet simulation of municipal waste treatment processes (Vol. 25, p. 9). Présenté à International Mineral Processing Congress, Brisbane, Australia,.
- Ruf, J. A. (1974). *Particle size spectrum and compressibility of raw and shredded municipal solid waste*. University of Florida.
- Sarc, R., & Lorber, K. E. (2013). Production, quality and quality assurance of Refuse Derived Fuels (RDFs). *Waste Management*, 33(9), 1825-1834. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.05.004>
- Sauvé, S., Normandin, D., & McDonald, S. (2016). *L'économie circulaire - Une transition incontournable* (1ère). Montréal, Canada: Les Presses de l'Université de Montréal.
- Savage, G. M., Diaz, L. F., Hopkins, B., & Simister, D. (1981). *Comparative study of air classifiers - Project summary* (No. EPA-600/S2-81-221) (p. 6). États-Unis: US EPA.
- Savage, G. M., Diaz, L. F., & Trezek, G. J. (1980). Performance characterization of air classifiers in resource recovery processing (p. 339-349). Présenté à Resource Recovery Today and Tomorrow, Washington D.C, États-Unis: Cal Recovery Systems, Inc.
- Savage, G. M., Glaub, J. ., & Diaz, L. F. (1984). *Models of unit operations used for solid-waste processing* (No. ANL/CNSV-TM-152) (p. 226). États-Unis: Cal Recovery Systems, Inc.
- Senden, M. M. G., & Tels, M. (1978). Mathematical model of vertical air classifiers. *Resource Recovery and Conservation*, 3, 129-150.
- Shiflett, G. R., & Trezek, G. J. (1979). Parameters governing refuse comminution. *Resourc Recovery and Conservation*, p. 31-42.
- Simister, B. W., & Bendersky, D. (1980). *Processing equipment for resource recovery systems/ Volume II*. (No. EPA-600/2-80-007b). U.S Environmental Protection Agency.

- Society of Plastics Engineers. (2012). ANTEC 2012 Plastics: Annual Technical Conference Proceedings. Dans *ANTEC 2012 Plastics*.
- Stelte, W., Holm, J. K., Sanadi, A. R., Barsberg, S., Ahrenfeldt, J., & Henriksen, U. B. (2011). Fuel pellets from biomass: The importance of the pelletizing pressure and its dependency on the processing conditions. *Fuel*, 90(11), 3285-3290. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2011.05.011>
- Stessel, R. I., & Cole, K. (1996). Laboratory investigation of a new trommel model. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 46(8), 558-568. <https://doi.org/DOI:10.1080/10473289.1996.10467491>
- The Dougherty Group LLC. (2006, septembre). Materials Recovery Facilities. The Waste & Resources Action Programme. Consulté à l'adresse http://www.wrap.org.uk/sites/files/wrap/MRF_v6_19Dec06_LC.pdf
- Trezek, G. J. (1977). *Significance of Size Reduction in Solid Waste Management Volume 1* (Environmental Protection Technology Series No. EPA-600/2-77-131) (p. 166). Springfield, Virginia, États-Unis: National Service Center for Environmental Publications (NSCEP). Consulté à l'adresse <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockey=9101BHES.txt>
- Trezek, G. J., & Savage, G. M. (1980). *Significance of Size Reduction in Solid Waste Management Volume 2* (Environmental Protection Technology Series No. EPA-600/2-80-115) (p. 181). Springfield, Virginia, États-Unis: National Service Center for Environmental Publications (NSCEP). Consulté à l'adresse <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockey=9101NGIU.txt>
- Tsilemou, K., & Panagiotakopoulos, D. (2006). Approximate cost functions for solid waste treatment facilities. *Waste Management & Research*, 24, 310-322. <https://doi.org/10.1177/0734242X06066343>
- U.S. EPA. (s. d.). Waste Materials – Density Data. U.S. Environmental Protection Agency. Consulté à l'adresse <http://www.epa.vic.gov.au/business-and-industry/lower-your-impact/~media/Files/bus/EREP/docs/wastematerials-densities-data.pdf>
- van Rossum, G. (1995). Python tutorial, Technical Report CS-R9526 (Version 3.5). Amsterdam, Pays-Bas: Python Software Foundation. Consulté à l'adresse <http://www.python.org>
- Velis, C. A., Longhurst, P. J., Drew, G. H., Smith, R., & Pollard, S. J. T. (2010). Production and Quality Assurance of Solid Recovered Fuels Using Mechanical—Biological Treatment (MBT) of Waste: A Comprehensive Assessment. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 40(12), 979-1105. <https://doi.org/10.1080/10643380802586980>
- Vesilind, P. . (1980). The Rosin-Rammler particle size distribution. *Resource Recovery and Conservation*, 5, 275--277.
- Vesilind, P. ., Peirce, J. J., & McNabb, M. (1982). Predicting particle behavior in air classifiers. *Conservation & Recycling*, 5(4), 209-213.
- Vesilind, P. ., & Rimmer, A. . (1981). *Unit Operation in Resource Recovery Engineering* (1ère). New Jersey, États-Unis: Prentice-Hall Inc.
- Vesilind, P. ., Worrell, W., & Reinhart, D. (2002). *Solid Waste Engineering* (2e éd.). États-Unis: Si Edition.

- von Blottnitz, H., Pehlken, A., & Pretz, T. (2002). The description of solid wastes by particle mass instead of particle size distributions. *Resources, Conservation and Recycling*, 34(3), 193-207. [https://doi.org/10.1016/S0921-3449\(01\)00107-0](https://doi.org/10.1016/S0921-3449(01)00107-0)
- Wenwu, L. (2005). *Exploring the fundamentals of impact breakage events in grinding* (Thèse). Université McGill, Montréal, Canada.
- Whitmore, J., & Pineau, P.-O. (2016). *État de l'énergie au Québec (2017)* (p. 53). Chaire de gestion du secteur de l'énergie (HEC Montréal). Consulté à l'adresse <http://energie.hec.ca/eeq2017/>
- Wills, B. A., & Finch, J. (2015). *Wills' Mineral Processing Technology* (8^e éd., Vol. 1). Oxford, Angleterre: Elsevier LTd.
- WRAP. (2010). *Material bulk densities* (No. ROT039). Consulté à l'adresse <http://www.wrap.org.uk/sites/files/wrap/Bulk%20Density%20Summary%20Report%20-%20Jan2010.pdf>
- WRAP. (2012). *Electrical production material composition* (No. IMT002) (p. 13). Consulté à l'adresse <http://www.wrap.org.uk/sites/files/wrap/Electrical%20product%20material%20composition%20overview.pdf>
- Yam, K. L. (Éd.). (2009). *The Wiley Encyclopedia of Packaging Technology*. Hoboken, NJ, USA: John Wiley & Sons, Inc. <https://doi.org/10.1002/9780470541395>
- Yaws, C. L. (2012). *Yaws' critical property data for chemical engineers and chemists*. Norwich, N.Y. : Knovel.
- Zhao, L., Zhao, Y., Liu, C., Li, J., & Dong, H. (2011). Simulation of the screening process on a circularly vibrating screen using 3D-DEM. *Mining Science and Technology (China)*, 21(5), 677-680. <https://doi.org/10.1016/j.mstc.2011.03.010>
- Zhu, H. P., Zhou, Z. Y., Yang, R. Y., & Yu, A. B. (2007). Discrete particle simulation of particulate systems: Theoretical developments. *Chemical Engineering Science*, 62(13), 3378-3396. <https://doi.org/10.1016/j.ces.2006.12.089>
- Zhu, H. P., Zhou, Z. Y., Yang, R. Y., & Yu, A. B. (2008). Discrete particle simulation of particulate systems: A review of major applications and findings. *Chemical Engineering Science*, 63(23), 5728-5770. <https://doi.org/10.1016/j.ces.2008.08.006>
- Zwisele, B., & Böhm, C. (2015). SolidWasteSim – Simulation of solid waste treatment (p. 12). Présenté à Waste-to-Resources 2015, Berlin, Germany.

ANNEXE A – VOIES DE VALORISATION

Tableau 5-1 : Comparaison entre l'incinération, la gazéification et la pyrolyse pour le traitement des matières résiduelles

	Combustion (Incinération)	Gazéification	Pyrolyse
Objectif	Maximiser la conversion des déchets en gaz de combustion à haute température (CO ₂ , H ₂ O)	Maximiser la conversion des déchets en gaz de synthèse à haute valeur calorifique (CO, H ₂ , CH ₄)	Maximiser la décomposition thermique des déchets solides en gaz et phases condensées
Intrants du procédé	1) Déchets prétraités ou non 2) Agent oxydant en sur-stœchiométrie de combustion : air	1) Déchets prétraités 2) Agent oxydant sous stœchiométrie: air, O ₂ pur, air enrichi de O ₂ , vapeur d'eau, plasma 3) Source de chaleur externe	1) Déchets prétraités 3) Absence totale d'agent oxydant (atmosphère inerte) 2) Source de chaleur externe
Conditions d'opération	T : 850-1200 °C] Pression atmosphérique	T ⁰ :800-1100 °C avec de l'air et jusqu'à 1500 °C avec de l'O ₂ Pression : atmosphérique	T : 300-850 °C Légèrement pressurisé
Technologies disponibles	Grille mobile ou fixe, four rotatif, lit fluidisé, réacteur multi-étages	Réacteur à un ou deux étages (pyrolyse + gazéif.) Contre-courant, co-courant, lit fluidisé, four rotatif, plasma	Réacteur à un ou deux étages (pyrolyse + gazéif.) Contre-courant, co-courant, lit fluidisé, four rotatif
Produit d'intérêt	Gaz de combustion (CO ₂ , H ₂ O) à haute température	Gaz de synthèse (CO, H ₂ , CH ₄ , H ₂ O, CO ₂)	Gaz de synthèse (CO, H ₂ , CH ₄ et autres COV, hydrocarbures)
Application des produits d'intérêt	1) Vapeur d'eau 2) Eau chaude 3) Électricité ou cogénération	Optique « récupération d'énergie » 1) Chaleur (et vapeur) 2) Électricité Optique « récupération de la matière » 1) Synthèse chimique à partir des composés gazeux (C, H, N) ex : diésel, gaz naturel synthétique, H ₂ , NH ₃ , méthanol, dimethyl éther	Optique « récupération d'énergie » 1) Chaleur (et vapeur) 2) Électricité Optique « récupération de la matière » 1) Synthèse chimique à partir des composés gazeux (C, H, N) 2) Purification des huiles de pyrolyse : monomères, huile, diésel, etc.
Maturité de la technologie	Technologie éprouvée à grande échelle, très établie en Amérique du Nord, Europe et Japon.	Technologie émergente pour le traitement des matières résiduelles (très implantée pour le charbon et le bois) Quelques installations à l'échelle commerciale (ex : Canada, États-Unis, Japon, Angleterre)	Technologie émergente Connaissance limitée d'usines à échelle commerciale qui accepte les matières résiduelles.
Sources d'information	(Arena, 2012; Christensen, 2011b; Department for Environment Food & Rural Affairs, 2013; Higman, 2015; ISWA Working Group on Energy Recovery, 2013; PPP Canada, 2014)		

Classification property	Unit	Statistical measure	Classes				
			1	2	3	4	5
Net calorific value	MJ/kg (ar) ^a	Mean	≥25	≥20	≥15	≥10	≥3
Chlorine (Cl)	% w/w (d) ^b	Mean	≤0.2	≤0.6	≤1.0	≤1.5	≤3.0
Mercury (Hg)	mg/MJ (ar)	Median	≤0.02	≤0.03	≤0.08	≤0.15	≤0.5
		80th percentile	≤0.04	≤0.06	≤0.16	≤0.30	≤1.0

^aar: as received

^bd: dry basis

Figure 5-1 : Classification d'un CSR selon la spécification technique CEN/TS 15359:2006. « Solid Waste Technology and Management », 2011, p. 495. ©John Wiley,2011. Reproduit avec permission

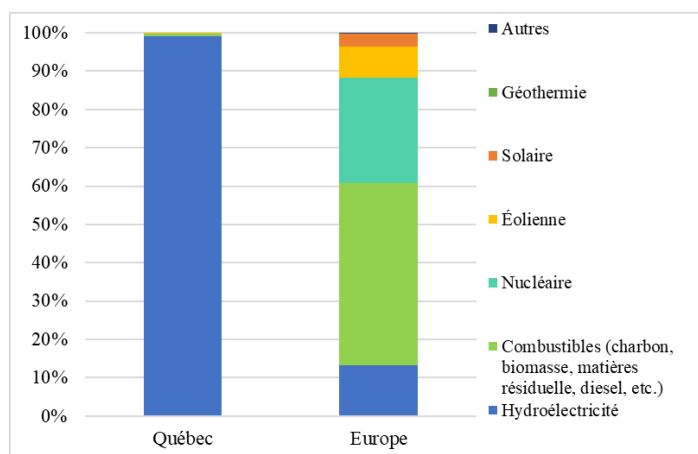


Figure 5-2 : Sources de production d'électricité au Québec et en Europe (moyenne). Données tirées de (Eurostat, 2017; Whitmore & Pineau, 2016)

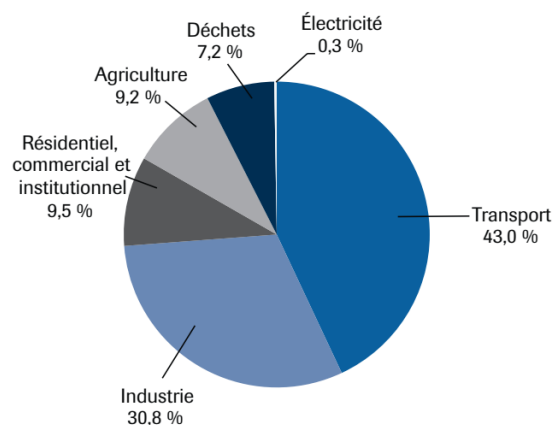
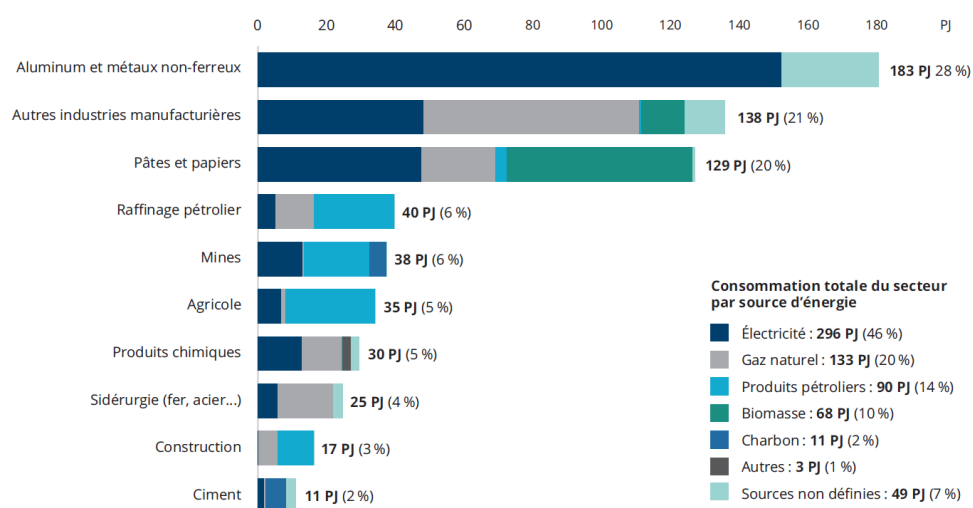


Figure 5-3 : Répartition des émissions de GES au Québec, en 2013, par secteur d'activité.
 « Inventaire québécois des émissions de gaz à effet de serre en 2013 et leur évolution depuis 1990 » par MDDELCC, 2016, p.8. ©Gouvernement du Québec. Reproduit avec permission



Sources : OÉÉ, 2016; Whitmore et Pineau, 2016.

Figure 5-4 : Consommation d'énergie par types d'activité dans le secteur industriel au Québec, 2013. « État de l'énergie au Québec » par Whitmore, J. et Pineau, P.-O., 2016, p.23. ©Chaire de gestion du secteur de l'énergie, HEC Montréal. Reproduit avec permission

ANNEXE B – MODÉLISATION DU TRAITEMENT MÉCANIQUE

Logiciel de simulation

Tableau 5-2 : Synthèse des paramètres considérés pour la définition des modèles du logiciel SolidSim (Rosenkranz & Kuyumcu, 2010)

Équipement modélisés	Paramètres considérés
Classificateur à air	<ul style="list-style-type: none"> Taille des particules, forme, masse volumique, teneur en eau, débit Vitesse de l'air
Séparateur magnétique	<ul style="list-style-type: none"> Taille des particules, forme, masse volumique, teneur en eau, débit, susceptibilité magnétique Temps de résidence des particules
Courant de Foucault	<ul style="list-style-type: none"> Taille des particules, forme, masse volumique, débit, susceptibilité magnétique, conductivité électrique Vitesse du convoyeur, paramètres de design
Broyeur à percussion	<ul style="list-style-type: none"> Distribution de taille des particules, débit Conditions d'écoulement (temps de résidence des particules)
Presse	<ul style="list-style-type: none"> Tailles des particules

Broyeur à marteaux

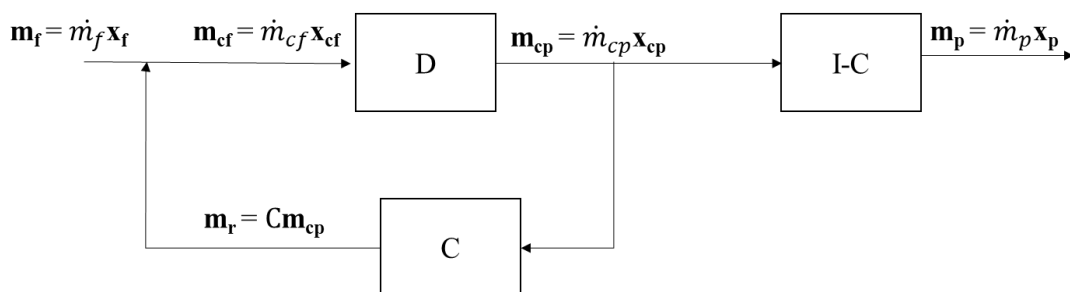


Figure 5-5 : Diagramme représentant le broyeur à marteau avec grille ©C, Girard, 2017

$$m_{cp} = D m_{cf}$$

$$m_r = C m_{cp}$$

Bilan de masse sur le premier circuit

$$m_f + m_r = m_{cf}$$

Si on substitue m_r :

$$\mathbf{m}_{cf} = \mathbf{m}_f + \mathbf{C}\mathbf{m}_{cp}$$

On substitue \mathbf{m}_{cf} dans l'équation précédente par la première équation :

$$\mathbf{D}^{-1}\mathbf{m}_{cp} = \mathbf{m}_f + \mathbf{C}\mathbf{m}_{cp}$$

$$\mathbf{m}_{cp} = \mathbf{D} (\mathbf{m}_f + \mathbf{C}\mathbf{m}_{cp})$$

$$\mathbf{m}_{cp} - \mathbf{D}\mathbf{C}\mathbf{m}_{cp} = \mathbf{D}\mathbf{m}_f$$

$$(\mathbf{I} - \mathbf{D}\mathbf{C}) \mathbf{m}_{cp} = \mathbf{D}\mathbf{m}_f$$

En multipliant les deux côtés de l'équation par $(\mathbf{I} - \mathbf{D}\mathbf{C})^{-1}$:

$$\mathbf{m}_{cp} = (\mathbf{I} - \mathbf{D}\mathbf{C})^{-1}\mathbf{D} \mathbf{m}_f$$

\mathbf{m}_p correspond à la fraction de \mathbf{m}_{cp} qui n'est pas recirculée donc :

$$\mathbf{m}_p = (\mathbf{I} - \mathbf{C})\mathbf{m}_{cp}$$

Si on substitue \mathbf{m}_{cp} dans l'équation :

$$\mathbf{m}_c = (\mathbf{I} - \mathbf{C}) (\mathbf{I} - \mathbf{D}\mathbf{C})^{-1}\mathbf{D} \mathbf{m}_f$$

En supposant que le broyeur opère en régime permanent, le débit entrant est égal au débit sortant $\dot{\mathbf{m}}_f = \dot{\mathbf{m}}_p$:

$$\mathbf{x}_p = (\mathbf{I} - \mathbf{C}) \mathbf{D} (\mathbf{I} - \mathbf{D}\mathbf{C})^{-1} \mathbf{x}_f$$

Crible rotatif

La probabilité p^* qu'une particule sphérique de diamètre x passe à travers la maille carrée de taille x_m sans toucher les rebords correspond au ratio entre la surface de passage disponible et la surface totale (Figure 5-6) (Harvey, 1983; King, 2001) :

$$p^* = \frac{(y_m - x)^2}{(y_m + y_w)^2} = \frac{y_m^2}{(y_m + y_w)^2} \left(1 - \frac{y}{y_m}\right)^2 = f_a \left(1 - \frac{y}{y_m}\right)^2$$

où y_w est la largeur des rebords

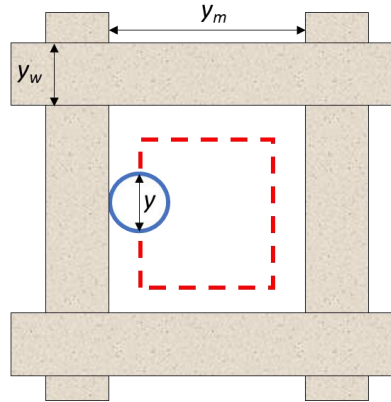


Figure 5-6 : Schéma d'une particule dans la maille carrée (le pointillé rouge délimite la région admissible) ©C, Girard, 2017

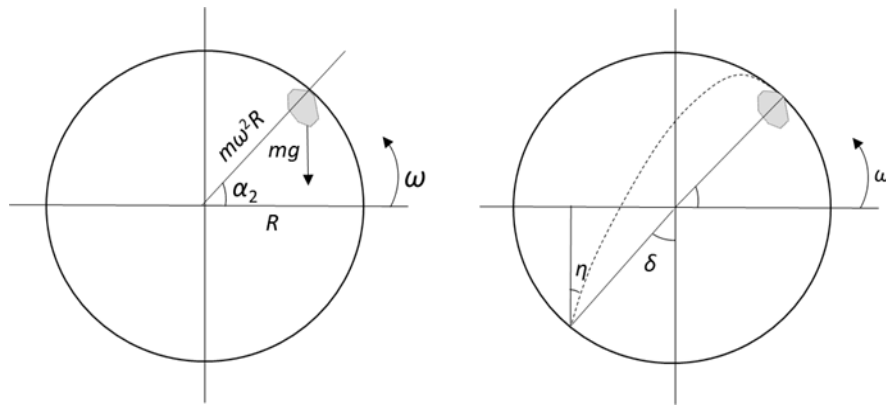


Figure 5-7 : Dynamique d'une particule dans un crible rotatif incliné en rotation ©C, Girard, 2017

Les forces qui sont exercées sur une particule de masse m dans un crible de rayon R sont la force gravitationnelle ($F_g = mg$), la force centrifuge ($F_c = m\omega^2 R$) et la force exercée par la surface T_s .

Lorsque la particule demeure sur la surface, l'équilibre des forces s'exprime par :

$$F_c = T_s + mgsin\alpha$$

Au moment de sa chute, $T_s=0$ donc

$$F_c = mgsin\alpha$$

En substituant F_c :

$$\frac{\omega^2 R}{g} = sin\alpha$$

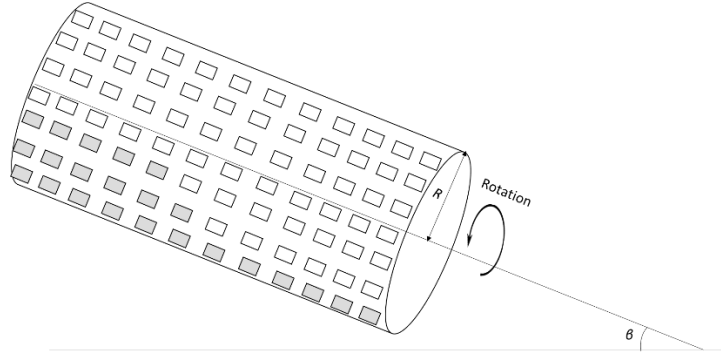


Figure 5-8 : Schéma d'un crible rotatif incliné ©C, Girard, 2017

À chaque contact n sur le tamis, la particule avance d'une longueur l qui correspond à :

$$l = R\beta (\omega t \cos\alpha + \sin\alpha + \cos\delta)$$

On pose $\gamma = (\omega t \cos\alpha + \sin\alpha + \cos\delta)$

La longueur du crible L requise pour produire n contacts de particules s'exprime par :

$$L = nl = \gamma n\beta R$$

Les équations analytiques précédentes permettent de relier entre eux la taille des mailles, le nombre de contacts n et certains paramètres de design (L, R, β, ω).

Explication de l'effet de l'encombrement des particules dans un crible rotatif

Les modèles présentés précédemment font l'hypothèse d'une seule couche de particules alors qu'en réalité, à l'entrée du crible rotatif, les particules s'entassent sur plusieurs couches (Figure 2-11).

La variation du débit massique à travers un crible peut être décrit par le bilan de masse différentiel suivant (King, 2001) :

$$\frac{dm_i^*(l')}{dl'} = -r(y_i)$$

où $m_i^*(l')$ est débit massique par unité de longueur de tamis appartenant à la classe de taille i , l' est la distance par rapport à la fin du tamis, $r(y_i)$ est taux de passage des particules d'une classe de taille y_i à travers le tamis

Le défi consiste à modéliser $r(y_i)$. En effet, lorsque la charge sur le crible est importante (région encombrée), $r(y_i)$ doit tenir compte du processus de stratification, phénomène qui décrit le mouvement d'une particule fine, initialement située sur la couche supérieure, à travers plusieurs

couches de particules avant d'arriver en contact avec la paroi du tamis. Une fois la particule située dans la couche inférieure, $r(y_i)$ doit tenir compte de la probabilité de passage. Il a été démontré que ce phénomène de stratification devient de moins en moins important à mesure que les matières évoluent le long du tamis. Lorsque la région de séparation est atteinte (Figure 2-11), on tient compte seulement de la probabilité de passage des particules à travers le tamis comme le font les modèles décrits précédemment.

Classificateur à air

Tel qu'expliqué dans la section 2.2, une particule dans un fluide en mouvement est soumise principalement à trois forces : forces gravitationnelle, force de traînée et la poussée d'Archimède. Le mouvement d'une particule suspendue dans un fluide comme de l'air peut s'exprimer par la formule suivante :

$$\frac{dv}{dt} = \frac{1}{V\rho_s} (F_g - F_b - F_D)$$

$$F_g = ma = V\rho_s a$$

$$F_b = \frac{m\rho_f a}{\rho_s}$$

$$F_D = \frac{C_D v^2 \rho_f A_s}{2}$$

où F_b est la poussée d'Archimède, a est l'accélération causée par une force externe (accélération gravitationnelle).

Une particule en chute libre dans un fluide accélère d'abord (phase 1) puis atteint sa vitesse terminale (phase 2), ce qui se traduit par une accélération nulle et des forces à l'équilibre. Dans un classificateur, dans lequel un courant d'air est en mouvement vers le haut, une particule qui atteint sa vitesse terminale se trouve en état de flottaison. Étant donné la masse volumique très élevée des matières résiduelles par rapport à l'air, la poussée d'Archimède peut être négligée (Vesilind & Rimmer, 1981) :

$$\frac{dv}{dt} = 0 = \frac{1}{V_s\rho_s} (F_g - 0 - F_D)$$

$$F_g = F_D$$

$$V_s \rho_s g = \frac{C_D v^2 \rho_f A_s}{2}$$

$$v_t = \sqrt{\frac{2V \rho_s g}{C_D \rho_f A_s}}$$

Séparateur magnétique

La force magnétique \vec{F}_m développée par deux matériaux magnétiques s'exprime de la façon suivante :

$$\vec{F}_m = \mu_0 (\vec{M} \cdot \nabla) \vec{H}$$

$$\vec{M} = \vec{m} \cdot V$$

où μ_0 est la perméabilité absolue du vide, \vec{M} est le moment magnétique d'une particule, \vec{H} est le champ magnétique, \vec{m} est l'aimantation par unité de volume et V est le volume.

Le moment magnétique se décline selon les trois dimensions x, y et z :

$$\vec{M} = M_x \vec{i} + M_y \vec{j} + M_z \vec{k}$$

Or, on suppose que seules les composantes du moment magnétique et du champ magnétique en z sont non nulles :

$$(\vec{M} \cdot \nabla) \vec{H} = M_z \frac{dH_z}{dz}$$

La force magnétique devient alors :

$$\vec{F}_m = \mu_0 M_z \frac{dH_z}{dz}$$

$$M_z = \chi H_z$$

où χ est la susceptibilité magnétique.

La somme des forces exercée sur une particule s'exprime finalement mathématiquement de la façon suivante :

$$F_m = \mu_0 M_z \frac{dH_z}{dz} - V_p \rho_p g - V_b \rho_b g$$

où V_b et ρ_b sont respectivement le volume et la masse volumique de l'encombrement sur la particule.

Finalement, il est possible d'écrire l'équation de force magnétique (par unité de volume) en terme de densité de flux B , sachant que $B = H/\mu_0$

$$F'_m = K B \frac{\Delta B}{\Delta z}$$

ANNEXE C – CARACTÉRISATION DES FLUX DE MATIÈRES

Tableau 5-3 : Fonctions de distributions granulométriques pour différentes fractions à l'état brut ou après broyage (Ruf, 1974)

Fraction	État	Fonction *	Paramètres	Domaine (po)
Résidus de jardin	Brut	$LN(\bar{x}_g, s_{ln x})$	0,6915; 1,728	0-16
	Broyé primaire	$LN(\bar{x}_g, s_{ln x})$	0,3445; 0,9079	0-2
	Broyé secondaire	$LN(\bar{x}_g, s_{ln x})$	0,3370 ; 1,0093	0-4
Résidus de table	Brut	$LN(\bar{x}_g, s_{ln x})$	0,4509, 1,7813	0-16
	Broyé primaire	$LN(\bar{x}_g, s_{ln x})$	0,1116 ; 1,1796	0-4
	Broyé secondaire	$LN(\bar{x}_g, s_{ln x})$	0,0957; 1,1631	0-2
Carton	Brut	$0,2N(\bar{x}, s^2) + 0,8N(\bar{x}, s^2)$	3 ; 4 / 12,3596 ; 10,1761	0-20
	Broyé primaire	$N(\bar{x}, s^2)$	3,2137; 3,0801	0-8
	Broyé secondaire	$G(k, \lambda)$	1,8377; 1,3459	0-8
Papier	Brut	$N(\bar{x}, s^2)$	5,9096 ; 7,8869	0-16
	Broyé primaire	$LN(\bar{x}_g, s_{ln x})$	1,0042 ; 1,2541	0-16
	Broyé secondaire	$LN(\bar{x}_g, s_{ln x})$	0,3258; 1,0518	0-8
Plastique	Brut	$G(k, \lambda)$	3,1969 ; 0,6029	0-16
	Broyé primaire	$0,1875G(k, \lambda) + 0,8125N(\bar{x}, s^2)$	2,9031; 5,2063/ 2,6718 ; 1,7476	0-8
	Broyé secondaire	$LN(\bar{x}_g, s_{ln x})$	1,1193; 1,0958	0-8
Textiles	Brut	$B(a, b, r, t)$	0 ; 16; 2,3913 ; 9,4816	0-16
	Broyé primaire	$LN(\bar{x}_g, s_{ln x})$	2,8213 ; 0,8674	0-16
	Broyé secondaire	$LN(\bar{x}_g, s_{ln x})$	1,3687 ; 0,6707	0-8
Bois	Brut	$0,72LN(\bar{x}_g, s_{ln x}) + 0,28N(\bar{x}, s^2)$	1,6901; 0,7188/5,5 ; 1,0096	0-16
	Broyé primaire	$LN(\bar{x}_g, s_{ln x})$	0,6713; 1,0066	0-16
	Broyé secondaire	$LN(\bar{x}_g, s_{ln x})$	0,3436; 0,8410	0-4
Métaux ferreux	Brut	$G(k, \lambda)$	6,8906; 1,6946	0-16
	Broyé primaire	$B(a, b, r, t)$	0; 8; 10,15; 29,98	0-8
	Broyé secondaire	$G(k, \lambda)$	4,1028; 2,5225	0-8

	État	0- 25 mm	25-50 mm	50-75 mm	75-100 mm	100 mm et +	Dimensions caractéristiques (mm)
Verre (fragmenté)	Brut et broyé	Irrégulière	Irrégulière	Irrégulière	Irrégulière	Irrégulière	
Métaux ferreux	Brut	Irrégulière	Irrégulière	Cylindrique	Cylindrique	Irrégulière	$L_f = 150$
	Broyé	Irrégulière	Irrégulière	Irrégulière	Irrégulière	Irrégulière	
Métaux non ferreux	Brut	Aplatie	Cylindrique	Cylindrique	Cylindrique	Irrégulière	$L_f = 150$
	Broyé	Aplatie	Irrégulière	Irrégulière	Irrégulière	Irrégulière	$t_f = 0,02$
Autres plastiques	Brut et broyé	Irrégulière	Irrégulière	Irrégulière	Irrégulière	Irrégulière	
Polystyrène	Brut et broyé	Aplatie	Aplatie	Aplatie	Aplatie	Aplatie	$t_f = 3$
Plastiques mixtes	Brut et broyé	Aplatie	Aplatie	Aplatie	Irrégulière	Irrégulière	$t_f = 0,58$
PVC	Brut et broyé	Aplatie	Aplatie	Aplatie	Aplatie	Aplatie	$t_f = 1,5$
Textiles	Brut et broyé	Aplatie	Aplatie	Aplatie	Aplatie	Aplatie	$t_f = 1,3$
MSE	Brut et broyé	Irrégulière	Irrégulière	Irrégulière	Irrégulière	Irrégulière	
Bois	Brut et broyé	Cylindrique allongé	Cylindrique allongé	Cylindrique allongé	Cylindrique allongé	Cylindrique allongé	$D_f = 10$
Autres	Brut et broyé	Irrégulière	Irrégulière	Irrégulière	Irrégulière	Irrégulière	

Tableau 5-5 : Masse volumique en vrac et masse volumique matérielle selon le type de matière

Fractions	En vrac			Matérielle	Sources
	Faiblement compacté	Moyennement compacté	Fortement compacté		
Résidus alimentaires	343	514	1029	1000	(FAO & INFOODS, 2012; U.S. EPA, s. d.)
Résidus alimentaires	290	500	-	-	(WRAP, 2010)
Résidus verts	91	227	445	430	(ASHRAE, 2013; U.S. EPA, s. d.)
Papier	76	152	228	700	(Bejan, 2013; U.S. EPA, s. d.)
Journaux, magazines	305	-	-	-	(WRAP, 2010)
Carton sec	130	130	130	690	(U.S. EPA, s. d.; Yaws, 2012)
Verre	411	411	411	2500	(Cramer & Covino, 20032; U.S. EPA, s. d.)
Métaux ferreux	120	120	120	7860	(U.S. EPA, s. d.; Yaws, 2012)
Métaux non ferreux	139	139	139	2700	(U.S. EPA, s. d.; Yaws, 2012)
Plastiques durs	72	72	72	930-1330	(U.S. EPA, s. d.; Yam, 2009)
Sacs de plastiques	39	78	156	920	(U.S. EPA, s. d.; Yam, 2009)
Plastiques mixtes	28	116	197	915	(WRAP, 2010)
Polystyrène expansé	14	21	28	90	(U.S. EPA, s. d.; Yam, 2009)
PVC	-	-	-	1380	(Yam, 2009)
Textile	91	91	240	1500	(Society of Plastics Engineers, 2012; U.S. EPA, s. d.)
Électroniques	105	113	120	-	(U.S. EPA, s. d.)
Planche de bois	156	156	156	1100	(ASHRAE, 2013; U.S. EPA, s. d.)
Caoutchouc (pneus ou autre)	200	200	400	1107	(Cramer & Covino, 20032; U.S. EPA, s. d.)
Mousse	30	30	90	-	(U.S. EPA, s. d.)
Batteries	900	1000	1500	-	(U.S. EPA, s. d.)

Fractions	En vrac			Matérielle	Sources
	Faiblement compacté	Moyennement compacté	Fortement compacté		
Remblais/sol	950	950	950	-	(U.S. EPA, s. d.)
Sable	1000	1000	1000	-	(U.S. EPA, s. d.)

ANNEXE D – DÉVELOPPEMENT DE L'OUTIL

Transformation granulométrique

Soit \mathbf{x} le vecteur de fractions massiques où x_i correspond à la fraction massique située dans l'intervalle i et $i+1$, soit \mathbf{f} , le vecteur de distributions granulométriques en fréquences et soit \mathbf{y} le vecteur de classes de tailles. Si on approxime une distribution de fréquences par une série de rectangles, alors le lien entre x_i et f_i est :

$$x_i = f_i \Delta y_i$$

$$\begin{aligned} \mathbf{x} &= \mathbf{g}(\mathbf{f}) \\ \mathbf{f} &= \mathbf{g}'(\mathbf{x}) \end{aligned}$$

où \mathbf{g} et \mathbf{g}' sont des fonctions qui permettent de passer d'une \mathbf{f} à \mathbf{x} et \mathbf{x} à \mathbf{f} respectivement.

Le modèle proposé par le broyeur est :

$$\mathbf{x}_p = \mathbf{G}_p \mathbf{x} \mathbf{f}$$

On cherche à valider si on peut appliquer la matrice \mathbf{G}_p sur \mathbf{x} autant que sur \mathbf{f} . En d'autres mots, on cherche à savoir si :

$$\mathbf{g}'(\mathbf{G}_p \mathbf{x}) = \mathbf{G}_p \mathbf{g}'(\mathbf{x})$$

Ou encore sous forme matricielle on cherche à savoir si :

$$\begin{bmatrix} \frac{x_1}{\Delta y_1} \\ \frac{x_2}{\Delta y_2} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} \frac{1}{\Delta y_1} & 0 \\ 0 & \frac{1}{\Delta y_2} \end{bmatrix} * \begin{bmatrix} g_{11} & g_{12} \\ g_{21} & g_{22} \end{bmatrix} * \begin{bmatrix} x_1 \\ x_2 \end{bmatrix}$$

Est équivalent à (modèle) :

$$\begin{bmatrix} \frac{x_1}{\Delta y_1} \\ \frac{x_2}{\Delta y_2} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} g_{11} & g_{12} \\ g_{21} & g_{22} \end{bmatrix} * \begin{bmatrix} \frac{1}{\Delta y_1} & 0 \\ 0 & \frac{1}{\Delta y_2} \end{bmatrix} * \begin{bmatrix} x_1 \\ x_2 \end{bmatrix}$$

Or la matrice « broyeur » est triangulaire inférieure, donc $g_{12} = 0$

$$\begin{bmatrix} \frac{1}{\Delta y_1} & 0 \\ 0 & \frac{1}{\Delta y_2} \end{bmatrix} * \begin{bmatrix} g_{11} & 0 \\ g_{21} & g_{22} \end{bmatrix} * \begin{bmatrix} x_1 \\ x_2 \end{bmatrix} = \frac{g_{11}}{\Delta y_1} x_1 + \frac{g_{21}}{\Delta y_2} x_1 + \frac{g_{22}}{\Delta y_2} x_2$$

Tandis que :

$$\begin{bmatrix} g_{11} & 0 \\ g_{21} & g_{22} \end{bmatrix} * \begin{bmatrix} \frac{1}{\Delta y_1} & 0 \\ 0 & \frac{1}{\Delta y_2} \end{bmatrix} * \begin{bmatrix} x_1 \\ x_2 \end{bmatrix} = \frac{g_{11}}{\Delta y_1} x_1 + \frac{g_{21}}{\Delta y_1} x_1 + \frac{g_{22}}{\Delta y_2} x_2$$

Les deux formules ne donnent pas le même résultat. Pour les autres modèles (crible rotatif, classificateur à air, séparateur magnétique) , $g_{21}=0$ car $\mathbf{G_p}$ est diagonale, donc celle-ci peut être appliquée sur \mathbf{x} et sur \mathbf{f} .

Broyeur à marteaux

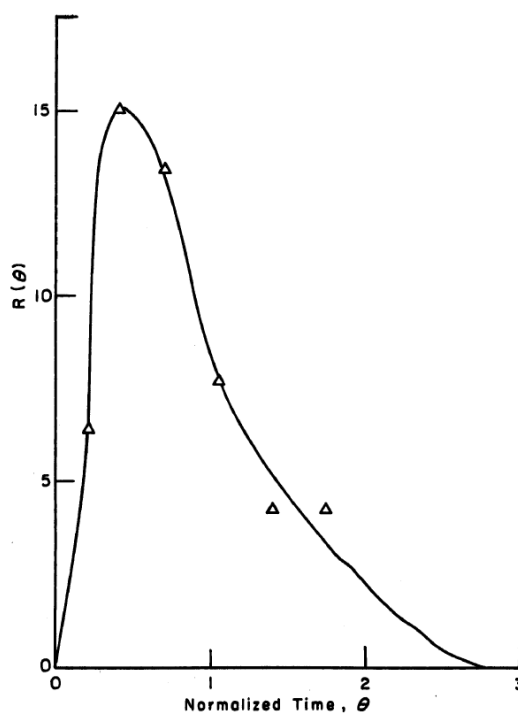


Figure 51. Normalized residence time distribution.
(Data from Shiflett (22))

Figure 5-9 : Distribution de temps de résidence normalisée. « Significance of Size Reduction in Solid Waste Management » par G.Trezek et G.Savage,1980, p.85. ©EPA, 1980. Reproduit avec permission

Modèle économique

Tableau 5-6 : Méthodes des facteurs suggérées pour estimer l'investissement initial en capital pour le traitement mécanique

Composante de coût	Procédé de matières solides (Peters et al., 2002)	Procédé de production de CDD (Caputo & Pelagagge, 2002b)
Coûts directs		
Achat d'équipements (E)	E	E
Installation des équipements	0,45 E	0,30 E
Instrumentation	0,18 E	0,15E
Tuyauterie	0,16 E	0,10 E
Installations électriques	0,10 E	0,15E
Bâtiments	0,25 E	0,25 E
Aménagement du terrain	0,15E	0,05 E
Installation des services (système d'aération, climatisation, chauffage, filtration de l'air)	0,40 E	0,30 E
Sous-total coûts directs (CD)	CD = 2,69E	CD=2,30 E
Coûts indirects		
Ingénierie et supervision	0,33E	0,10 CD
Construction	0,39E	0,10 CD
Dépenses légales	0,04E	Non considéré
Honoraires de l'entrepreneur	0,17E	Non considéré
Frais généraux	0,35E	0,10 CD
Sous-total coûts indirects (CI)	CI=1,28E	CI= 0,30CD = 0,69E
Investissement en capital fixe (CF =CD + CI)	CD + CI= 3,97 E	CD + CI = 1,30 CD = 2,99 E
Fonds de roulement (FR)	15% de ITC = 0,6 E	Non considéré
Investissement total en capital (ITC)	CF + FR = 4,57E	2,99 E

Tableau 5-7 : Informations relatives aux équipements présents dans une installation de traitement mécanique

Équipements	Capacité de design (t/h)	Prix (\$ CAN, 2017)	Puissance P_w (kW)	Durée de vie économique (an)	Source
Équipements de procédé					
Broyeur	5	100 000*	25	10	(Caputo & Pelagagge, 2002b)
Crible rotatif	4,5	170 000*	15	10	(Caputo & Pelagagge, 2002b; Cimpan et al., 2016)
Séparateur magnétique	5	40 125	3,75	10	(Caputo & Pelagagge, 2002b; Cimpan et al., 2016; Combs, 2012)
Courant de Foucault	5	14 000	2,2	10	(Caputo & Pelagagge, 2002b)
Classificateur à air	5	85 000*	12	10	(Caputo & Pelagagge, 2002b)
Trieur optique proche-infrarouge avec compresseur	4-5	306 800	60	10	(Cimpan et al., 2016) (Roberge, communication personnelle, 4 avril 2017)
Trieur optique proche-infrarouge avec compresseur	2-3	210 500	60	10	(Cimpan et al., 2016) (Roberge, communication personnelle, 4 avril 2017)
Convoyeur à courroie	4	19 300	3	10	(Cimpan et al., 2016)
Presse à ballots	3	195 000	30	10	Manufacturier
Trémie avec vis sans fin	4	45 000*	-	10	Manufacturier
Conteneur (entreposage, transport)	-	16 000	-	10	(Cimpan et al., 2016)
Équipements mobiles					
Équipements	Capacité maximale (t)	Prix (\$ CAN, 2017)	Puissance P_w (kW)	Durée de vie économique (an)	Source
Chargeur sur pneus (avec transmission électrique)	3	40 000	92	10	Manufacturier
Chariot élévateur	5	80 250	40	10	Manufacturier et (Cimpan et al., 2016)

*Les données de ces équipements étant fournis pour des capacité beaucoup plus élevées, le prix de ces équipements a été ajusté selon la *six-tenths factor rule* (Peters et al., 2002). La puissance n'obéit cependant pas à une telle loi donc n'a pas été ajustée.

Tableau 5-8 : Heuristiques utilisées pour l'estimation du coût annuel de production

Composante de coût	Procédé de matières solides (Peters et al., 2002)	Centre de tri ontarien (Resource Recycling Systems & StewardEdge, 2012) *
1. Coût de fabrication		
1.1 Coûts directs (CD)		
Utilités de production (électricité pour équipements et services, chauffage, air comprimé)	10-20% CTP	Procédé : 2,20\$/t traitée Bâtiment: 6,46\$/m ²
Main d'œuvre d'opération	10-20% CTP	Spécifique au contexte (selon nombre et type d'employés)
Main d'œuvre de supervision	10-20% T	Spécifique au contexte (selon nombre et type d'employés)
Maintenance et réparations des installations	2-10 % CF	Équipements fixes: 4,41\$/t Équipement mobile: 2,25\$/t Site et bâtiment : 13,45\$/m ²
Dépenses en laboratoire	10-20 % T	Non considéré
Fil pour ballot	Non considéré	1,5\$/t
Carburants pour déplacement équipements mobiles (Diesel /essence)	Non considéré	0,2\$/t (si équipements mobiles sont non électriques)
Fourniture de bureau, équipements de sécurité	Non considéré	2,48\$/t
1.2 Coûts indirects (CI)		
Taxes locales	1-4% CF	Spécifique au context*
Assurances	0,4 – 1% CF	Spécifique au contexte (environ 4\$/tonne)
Coût total de fabrication (CTF)	CD + CI	
2. Dépenses générales (DG)		
Coûts administratifs (CA)	2-5% CTP	Spécifique au contexte (selon nombre et type d'employés)
Distribution et ventes	2-20% CTP	Non considéré
Recherche et développement	5% CTP	Non considéré
Transport du CDD	Spécifique au contexte	Spécifique au contexte
Gestion des résidus	Spécifique au contexte	Spécifique au contexte
Coût total de production (CTP)	CTF + DG	

*Taxe municipale appliquée sur la valeur totale comprenant le terrain et les installations. La valeur marchande doit être évaluée par le Service de l'Évaluation foncière de la Ville de Montréal (SÉFVM) et le pourcentage appliqué dépend de l'arrondissement et du type de bâtiment.

Tableau 5-9 : Description des besoins en main d'oeuvre pour une installation de traitement mécanique (Cimpan et al., 2016; Resource Recycling Systems & StewardEdge, 2012)

Poste	Salaire (\$/heure)	Nombre requis par quart de travail (-)
Gestionnaire du centre*	60	1
Chef d'opération*	60	1
Électromécanicien	60	1
Trieurs manuels	30	Heuristique proposée
Nettoyeur	30	1
Conducteur de chargeur sur pneus	30	1

*Le gestionnaire du centre et le chef d'opération peuvent être la même personne dépendamment de la taille du procédé.

ANNEXE E – VALIDATION DE L’OUTIL

Broyeur à marteaux

Tableau 5-10 : Paramètres utilisés pour la validation du modèle de broyeur à marteaux

Paramètres intrants du modèle	Valeur/équation
Broyage primaire	
Débit massique \dot{m} (t/h)	30
Composition	Matières du Tableau 5-3, Annexe C
Granulométrie f_r	Tableau 5-3, Annexe C
Temps de résidence moyen τ (s)	Équation (3-17)
Distribution de temps normalisée $R_\theta(\theta)$	Figure 5-9, Annexe D
Taille de maille de la grille inférieure y_m	15,2 cm
Broyage secondaire	
Débit massique \dot{m} (t/h)	20
Composition	Matières du Tableau 5-3, Annexe C
Granulométrie f_r	Tableau 5-3, Annexe C
Distribution de temps normalisée $R_\theta(\theta)$	Figure 5-9, Annexe D
Taille de maille de la grille inférieure y_m	15,0 cm

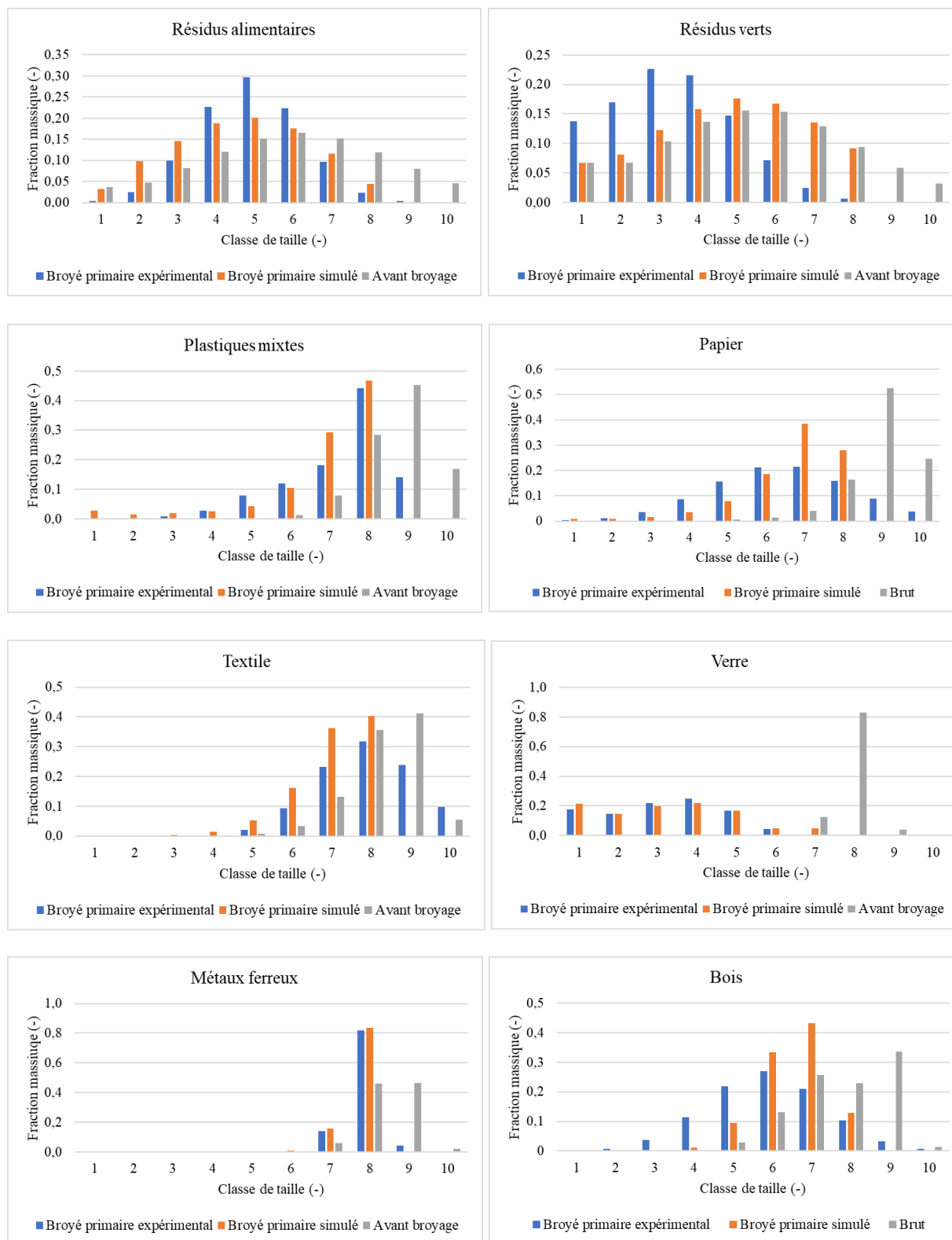


Figure 5-10 : Comparaison des granulométries obtenues expérimentalement par simulation pour le broyage primaire des différentes catégories de matières

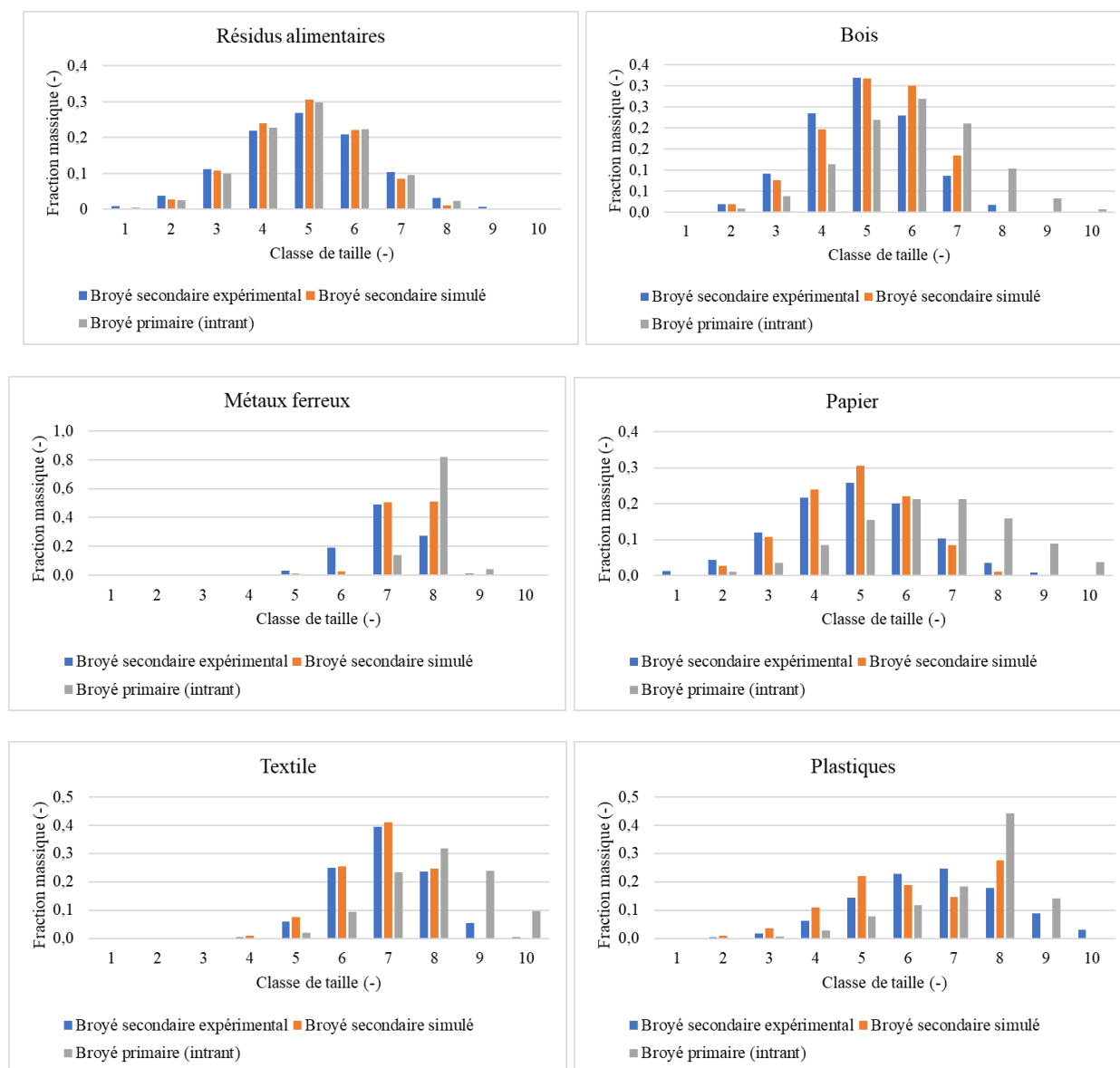


Figure 5-11 : Comparaison des granulométries obtenues expérimentalement par simulation pour le broyage secondaire des différentes catégories de matières

Crible rotatif

Tableau 5-11 : Paramètres utilisés pour la validation du modèle de crible rotatif

Paramètres intrants du modèle	Valeur/équation
Débit massique \dot{m} (t/h)	62
Composition	Papier, plastiques, métaux f., métaux n.f., verre, résidus organiques, bois
Granulométrie f_r	Tableau 5-3, Annexe C
Taille de maille y_m (cm)	12

Paramètres intrants du modèle	Valeur/équation
Ratio f_a (-)	0,283
Angle d'inclinaison β (°)	5
Longueur L (m)	14,2
Rayon R (m)	1,5

Classificateur à air

Tableau 5-12 : Paramètres utilisés pour la validation du modèle de classificateur à air

Paramètres intrants du modèle	Valeur/équation
Débit massique \dot{m} (t/h)	61,5
Composition	Papier, plastiques, aluminium et métaux ferreux.
Forme	Tableau 5-4, Annexe C
Granulométrie f_r	Broyée secondaire (formules fournies dans (Ruf, 1974))
Masse volumique des solides ρ_s (kg/m ³)	Tableau 5-5, Annexe C
Masse volumique de l'air ρ_f (kg/m ³)	1,184 (25 °C)
Vitesse de l'air v_{air} (m/s)	8,9
Coefficient C_{vc}	0,25

Séparateur magnétique

Tableau 5-13 : Paramètres utilisés pour la validation du modèle de séparateur magnétique

Paramètres intrants du modèle	Valeur/équation
Débit massique total \dot{M} (t/h)	16
Composition	5,16% de métaux ferreux dans un courant d'ordures ménagères mixtes
Granulométrie des métaux ferreux (après broyage primaire)	Tableau 5-3, Annexe C
Masse volumique en vrac (kg/m ³)	70, 80 ou 90
Largeur de l'aimant (m)	0,91 ou 1,22
Hauteur de l'aimant z_s (m)	0,33, 0,36 et 0,38
Largeur du convoyeur L_{conv} (m)	1,1
Vitesse du convoyeur v_{conv} (m/s)	1,1
Coefficient C_{vm}	0,25

Chaîne de procédé

Component	C&IW (wt.%)	SRF (wt.%)	Reject material (wt.%)	Ferrous metal (wt.%)	Non-ferrous metal (wt.%)	Heavy fraction (wt.%)	Fine fraction (wt.%)
Paper and cardboard	31.0	35.6	12.4	1.0	2.6	2.0	4.5
Plastic (hard)	14.6	16.5	14.0	1.2	2.8	3.5	2.6
Plastic (soft)	17.0	24.0	4.7	0.6	2.0	n.a.	5.8
Textile	9.0	8.5	9.2	1.4	1.4	n.a.	3.8
Wood	6.8	6.4	4.0	3.6	0.4	4.6	5.6
Rubber	2.6	1.0	6.8	0.2	0.8	4.5	0.8
Metal	6.4	0.8	3.2	92.0	88.0	16.0	0.8
Foam	1.0	1.2	0.2	n.a.	0.6	n.a.	4.5
Glass	3.6	n.a.	10.0	n.a.	1.4	1.4	16.8
Stone	3.0	n.a.	18.5	n.a.	n.a.	66.2	28.2
Fines	5.0	6.0	17.0	n.a.	n.a.	1.8	26.6

Figure 5-12 : Composition des différents courants de la chaîne de production de CDD mesurée expérimentalement. «Mass, energy and material balances of SRF production process. Part 1 : SRF produced from commercial and industrial waste » par M.Nasrullah et al., 2014, Waste Management, 34, p.1404. ©Elsevier, 2014. Reproduit avec permission

Process stream	Moisture content (wt.%)	Ash content 550 °C (wt.%)	C (wt.%)	H (wt.%)	N (wt.%)	S (wt.%)	O _{calc.} (wt.%)	NCV ^a MJ/kg (a.r.) ^c	GCV ^b MJ/kg (d.) ^d	NCV ^a MJ/kg (d.) ^d
C&IW	26.5	16.6	48.0	7.0	0.6	0.2	18.0	13.0	19.8	18.5
SRF	25.0	12.5	57.4	8.0	0.5	0.3	17.8	18.0	26.6	25.0
Reject material	26.0	23.0	41.0	5.8	1.0	0.3	20.8	11.6	18.8	16.6
Fine fraction	44.5	48.0	29.6	4.0	1.2	0.8	16.0	5.5	12.6	12.0
<i>Components of commercial and industrial waste (C&IW)</i>										
Paper & cardboard	n.a.	13.0	42.5	5.6	0.4	0.1	38.0	n.a.	17.3	16.0
Plastic (soft) ^e	n.a.	10.3	74.6	12.0	0.3	0.2	2.3	n.a.	39.5	37.0
Plastic (hard) ^e	n.a.	6.0	74.4	11.4	0.3	0.1	5.0	n.a.	37.4	35.0
Textile	n.a.	10.4	57.4	7.6	1.8	0.24	21.3	n.a.	26.5	24.8
Wood	n.a.	1.6	49.0	6.2	0.8	<0.02	42.2	n.a.	20.0	18.6
Rubber	n.a.	23.0	48.0	5.2	1.0	0.5	14.3	n.a.	21.0	20.0
Foam	n.a.	5.0	62.5	8.4	4.0	0.1	19.8	n.a.	29.0	27.3
Fines	n.a.	54.4	26.8	3.5	1.3	1.0	22.6	n.a.	10.6	9.8

^a NCV net calorific value.

^b GCV gross calorific value.

^c (a.r.) as received basis of material.

^d (d.) dry basis of material.

^e Plastic (soft) and plastic (hard) were separated on the basis of their physical softness and hardness. n.a. not available.

Figure 5-13 : Propriétés physiques, chimiques et composition élémentaire des différents courants de la chaîne de production de CDD. «Mass, energy and material balances of SRF production process. Part 1: SRF produced from commercial and industrial waste » par M. Nasrullah et al., 2014, Waste Management, 34, p.1403. ©Elsevier, 2014. Reproduit avec permission

Tableau 5-14 : Paramètres de modélisation pour la simulation d'une chaîne de production de CDD

Paramètres intrants du modèle	Valeur/équation
Débit massique $\dot{m}_{t/h}$ (t/h)	30
Composition de l'alimentation	Figure 5-12
Granulométrie	Tableau 5-3, Annexe C
Masse volumique en vrac et individuelle (kg/m ³)	Tableau 5-5, Annexe C En vrac: 80

Paramètres intrants du modèle	Valeur/équation
Forme	Tableau 5-4, Annexe C
Pouvoir calorifique inférieur (MJ/kg _{sec})	Figure 5-13
Broyeur à marteaux	
Temps de résidence moyen τ (s)	Équation (3-17)
Distribution de temps normalisée $R_{\theta}(\theta)$	Figure 5-9, Annexe D
Taille de maille de la grille inférieure y_m (cm)	15
Paramètres cinétiques s_I , α et K^* (-)	Déterminés par optimisation non-linéaire
Crible rotatif (2 cribles)	
Taille de maille y_m (mm)	20
Ratio f_a (-)	0,3
Angle d'inclinaison β (°)	5
Longueur L (m)	17
Rayon R (m)	1,5
Séparateur magnétique	
Largeur de l'aimant (m)	1,22
Hauteur de l'aimant z_s (m)	0,36
Largeur du convoyeur L_{conv} (m)	1,1
Vitesse du convoyeur v_{conv} (m/s)	1,1
Classificateur à air	
Vitesse de l'air v_{air} (m/s)	12

ANNEXE F – REJETS DE CENTRE DE TRI

Tableau 5-15 : Attribution des catégories équivalentes pour la caractérisation des rejets (composition en substances, élémentaire, PCI)

Caractérisation des rejets Tiru 2011 (Éco Entreprises Québec)	Fraction massique (%)	Catégories danoises correspondantes	Catégorie Doka correspondantes
Fibres non souillées	21,80		
Papier journal	1,91	<i>Newsprint</i>	-
Publications et circulaires en papier journal	1,73	<i>Advertisements</i>	-
Catalogues et documents reliés	0,63	<i>Books and phonebooks</i>	-
Revues, magazines	1,43	<i>Magazines</i>	-
Bottins	0,59	<i>Books and phonebooks</i>	-
Papier à usage général / papier de bureau	3,93	<i>Office paper and clean paper</i>	-
Contenants multicouches	0,56	<i>Books and phonebooks</i>	-
Carton ondulé et emballage de papier Kraft	2,32	<i>Paper and carton containers</i>	-
Tetra pak et autres contenants aseptiques multicouches	0,26	<i>Carton with plastic</i>	-
Carton pressé et carton plat	3,97	<i>Cardboard</i>	-
Particules fines	4,48	<i>Office paper and clean paper</i>	-
Fibres souillées	2,18		
Autres imprimés	0,83	<i>Dirty paper</i>	-

Caractérisation des rejets Tiru 2011 (Éco Entreprises Québec)	Fraction massique (%)	Catégories danoises correspondantes	Catégorie Doka correspondantes
Autres papiers	0,79	<i>Dirty paper</i>	-
Autres emballages de papier	0,56	<i>Dirty cardboard</i>	-
Plastique mixtes (sans PVC et sans PS)	21,70		
Bouteilles d'eau à remplissage unique	0,40		PET
Bouteilles non consignées de boissons non alcoolisées # 1	0,15		PET
Bouteilles non consignées de boissons alcoolisées # 1	0,00		PET
Bouteilles et contenants alimentaires et autres # 1	0,08		PET
Autres emballages # 1	0,60		PET
Bouteilles et contenants alimentaires et autres # 2	0,50		PE
Bouteilles non consignées de boissons non alcoolisées # 2	0,28		PE
Pellicules et sacs d'emballage # 2 et 4 et pellicule extensible	2,27		PE
Seau, chaudières et couvercles # 2 et 5	0,14		PE/PP
Contenants et emballages PLA (Acide Polylactique)	0,00	<i>Non-recyclable plastics</i>	-
Sacs d'emplette non dégradables et dégradables	0,85	<i>Non-recyclable plastics</i>	-
Autres emballages rigides et plastique #7	0,27	<i>Non-recyclable plastics</i>	-
Bouteilles et contenants alimentaires et autres # 4, et 5	0,33		PP/PE

Caractérisation des rejets Tiru 2011 (Éco Entreprises Québec)	Fraction massique (%)	Catégories danoises correspondantes	Catégorie Doka correspondantes
Autres sacs et films plastiques et laminés	0,84	<i>Non-recyclable plastics</i>	-
Autres plastiques	11,09	<i>Non-recyclable plastics</i>	-
Autres films plastique (non emballage)	0,92	<i>Non-recyclable plastics</i>	-
Particules fines	2,25	<i>Non-recyclable plastics</i>	-
Pot à grande ouverture et couvercles # 2, 4 et 5	0,75		PP/PE
Contenants alimentaires	0,00	<i>Non-recyclable plastics</i>	-
Chlorure de polyvinyl	0,07		
Bouteilles et contenants alimentaires et autres # 3	0,07	-	PVC
Polystyrène	1,13		
Contenants et emballages # 6 expansé	0,78	-	PS
Contenants et emballages # 6 non expansé	0,35	-	PS
Métaux non ferreux	2,08		
Canettes de boissons gazeuses consignées	0,06	<i>Aluminium containers</i>	-
Canettes de boissons énergisantes consignées	0,01	<i>Aluminium containers</i>	-
Canettes de bière consignées (plus de 450 ml.)	0,00	<i>Aluminium containers</i>	-
Canettes de bière consignées (moins de 450 ml.)	0,00	<i>Aluminium containers</i>	-

Caractérisation des rejets Tiru 2011 (Éco Entreprises Québec)	Fraction massique (%)	Catégories danoises correspondantes	Catégorie Doka correspondantes
Contenants de boissons en métal non consignés	0,08	<i>Aluminium containers</i>	-
Papier aluminium et contenants	1,04	<i>Aluminium foil</i>	-
Autres emballages en aluminium rigide	0,89	<i>Metal like foil</i>	-
Métaux ferreux	1,72		
Aérosols et tubes métalliques en acier	0,01	<i>Metal Containers</i>	-
Autres métaux	1,40	<i>Other of metal</i>	-
Autres contenants et emballages non-consignés en métal	0,07	<i>Metail containers</i>	-
Particules fines	0,24	<i>Other of metal</i>	-
Verre	20,33		
Bouteilles consignées de boissons alcoolisées ou non	0,04	<i>Brown glass</i>	-
Bouteilles consignées de boissons non alcoolisées	0,00	<i>Clear glass</i>	-
Bouteilles consignées de boissons alcoolisées	0,00	<i>Brown glass</i>	-
Bouteilles non consignées de boissons alcoolisées	0,05	<i>Green glass</i>	-
Bouteilles non consignées de boissons non alcoolisées	0,00	<i>Clear glass</i>	-
Verre plat, grès, céramique et autre verre	0,23	<i>Other glass</i>	-
Particules fines	20,00	<i>Other glass</i>	-

Caractérisation des rejets Tiru 2011 (Éco Entreprises Québec)	Fraction massique (%)	Catégories danoises correspondantes	Catégorie Doka correspondantes
Résidus alimentaires végétaux	0,98		
Résidus de table	0,95	<i>Vegetable Waste</i>	-
Particules fines	0,03	<i>Vegetable waste</i>	--
Résidus alimentaires animaux	2,85		
Résidus de table	0,95	<i>Animal Waste</i>	-
Autres matières organiques	1,90	<i>Animals etc,</i>	-
Résidus Verts	0,17		
Herbes, feuilles et résidus de jardins	0,17	<i>Yard waste</i>	-
Résidus Domestiques Dangereux	0,06		
64 - Résidus domestiques dangereux (RDD)	0,05	-	<i>Hazardous waste average</i>
63 - Particules fines	0.01	-	
Textile	11,95		
Textile	11,95	<i>Textile</i>	-
Bois	3,36		
Particules fines	0,06	<i>Bois</i>	-
Autres bois (d'ingénierie, laminé, collé, etc.)	2,36	<i>Bois</i>	-

Caractérisation des rejets Tiru 2011 (Éco Entreprises Québec)	Fraction massique (%)	Catégories danoises correspondantes	Catégorie Doka correspondantes
Bois d'oeuvre	0,94	<i>Bois</i>	-
Autres	3,72		
Particules fines	0,37	<i>Cigarette butts & Rock, stones and gravel, ceramics, cat litter,</i>	-
Objets divers	3,35	<i>Other combustible, office articles, diapers</i>	-
MSE*	6,06		
Meubles, encombrants et autres articles de maison	1,51	-	-
Petits appareils électroménagers et outils électriques	4,01	-	-
Laminés et composites	0,53	-	-
Gros électroménagers et appareils de réfrigération	0,00	-	-

*D'après une étude, les petits électroménagers sont composés à 36% de plastiques et le reste de métaux majoritairement ferreux (WRAP, 2012).

Tableau 5-16 : Paramètres de modélisation pour le traitement des rejets du centre de tri

Paramètres intrants du modèle	Valeur/équation
Débit massique $\dot{m}_{t/h}$ (t/h)	5
Composition de l'alimentation	Figure 3-9
Granulométrie	Tableau 5-3, Annexe D
Masse volumique en vrac et individuelle (kg/m ³)	Tableau 5-5, Annexe D En vrac : 73
Forme	Tableau 5-4, Annexe D

Paramètres intrants du modèle	Valeur/équation
Crible rotatif	
Taille de maille y_m - matière brute (cm)	6,3 et 12,7
Taille de maille y_m - matière broyée (cm)	1,8 et 5,1
Ratio f_a (-)	0,3
Angle d'inclinaison β (°)	5
Longueur L (m)	5
Rayon R (m)	1
Séparateur magnétique	
Largeur de l'aimant (m)	1,22
Hauteur de l'aimant z_s (m)	27 cm + z_b
Largeur du convoyeur L_{conv} (m)	1,1
Vitesse du convoyeur v_{conv} (m/s)	1,1
Classificateur à air	
Vitesse de l'air v_{air} (m/s)	8,9
Séparateur par courant de Foucault	
Récupération de métaux (-)	0,8
Tri optique positif CDD	
Récupération (-)	Plastiques non chlorés : 0,9, fibres : 0,87, bois : 0,85, textile : 0,78, PVC : 0,20
Tri négatif PVC	
Récupération (%-)	0,8